

Dokumenttype

Rapport

Dato

September, 2020

RISIKOBEREGNINGER MED JAGG OG BRIBE

RISIKOBREGNINGER MED BRIBE OG JAGG

Projektnavn **Risikoberegninger JAGG og BRIBE**
Projektnr. **1100042224**
Dokumenttype **Rapport**
Version **3**
Dato **01-09-2020**
Udarbejdet af **Dani Mikkelsen, Mads Terkelsen og Paul Thorn**
Kontrolleret af **Niels Richardt**
Godkendt af **Paul Thorn**
Beskrivelse **Rapporten indeholder en kort beskrivelse af JAGG- og BRIBE-værktøj, som kan bruges til beregning af risikoen i et BNBO i tilfælde af et spild eller uheld. Rapporten inkluderer en beskrivelse af data, der er nødvendige for beregningerne, samt eksempler på risikoberegninger med hvert værktøj.**

Rambøll
Hannemanns Allé 53
DK-2300 København S

T +45 5161 1000
F +45 5161 1001
<https://dk.ramboll.com>

INDHOLD

1.	Baggrund	2
2.	JAGG og BRIBE Værktøjerne	4
2.1	JAGG 2.1	4
2.1.1	Beskrivelse af den teoretiske baggrund for beregningsmoduler til vertikal transport	4
2.1.2	Datakrav	5
2.1.3	Risikoberegninger og konsekvenser	7
2.1.4	Sammenfatning	8
2.2	BRIBE	9
2.2.1	Beskrivelse af beregningsværktøj	9
2.2.2	Datakrav	9
2.2.3	Risikoberegninger og konsekvenser	12
2.2.4	Sammenfatning	13
3.	Hvornår kan værktøjerne bruges?	15
4.	Inputdata til værktøjerne	16
4.1	Brug af data	16
4.2	Data og størrelse af BNBO	19
5.	JAGG og BRIBE simuleringer	20
5.1	Fælles parametre for risikoberegning	22
5.1.1	Spildstof	22
5.1.2	Spildscenario	22
5.1.3	Nettonedbør	23
5.2	Scenarieberegninger med JAGG	23
5.2.1	Data	23
5.2.2	Resultater	24
5.2.3	Sammenligning af JAGG-beregningerne og deres grundlag	26
5.3	BRIBE	27
5.3.1	Geologiske egenskaber	27
5.3.2	Geologiske profiler	27
5.3.3	Årlig oppumpning	29
5.3.4	BRIBE Resultater	29
6.	Opsummering	31
7.	Referencer	33
8.	Bilag 1	34
9.	Bilag 2	39
10.	Bilag 3	45
11.	Bilag 4	46
12.	Bilag 5	49

1. BAGGRUND

I forbindelse med bekendtgørelse nr. 1476 af 17/12/2019 skal kommunerne gennemgå boringsnære beskyttelsesområder med henblik på at vurdere behovet for indsatser til beskyttelse af nuværende og fremtidige drikkevandsinteresser mod fare for forurening fra erhvervsmæssig anvendelse af pesticider. Ifølge *Vejledning om boringsnære beskyttelsesområder*, kan vurderingen inkludere en vurdering i forhold til spild og uheld. Det kan være i form af en væltet marksprøjte eller uheld i forbindelse med servicering af maskiner i marken. Ifølge vejledningen, kan risikovurdering omfatte udvaskningsberegninger ved brug af værktøjerne JAGG /1/, BRIBE /2/ og GrundRisk /3/.

JAGG og BRIBE er to værktøjer udviklet til at simulere vertikal transport af forureninger fra en punktkilde til et grundvandsmagasin. Begge værktøjer har været brugt over flere år til at simulere pesticidtransport fra en punktkilde til et grundvandsmagasin eller en indvindingsboring. GrundRisk er et nyudviklet værktøj til at simulere både vertikal og horisontal stoftransport fra en punktkilde til et grundvandsmagasin eller indvindingsboring. GrundRisk er udviklet især i forbindelse med risikovurdering af V2-kortlagt jordforening med BTEX og klorerede opløsningsmidler. I oktober 2019 har Miljøstyrelsen offentliggjort en rapport omkring anvendelse af GrundRisk til risikovurdering af tre lokaliteter, hvor grundvandet er truet af pesticider /4/. Kun et enkelt godkendt pesticid, bentazon, blev afprøvet med GrundRisk /4/.

Kommunerne i Region Sjælland er gået sammen om at få udarbejdet en beskrivelse af værktøjerne JAGG og BRIBE og af, hvad der skal til for at kunne gennemføre risikoberegninger af et spild indenfor et boringsnært beskyttelsesområde (BNBO) med disse værktøjer. Beskrivelserne er givet i denne rapport, der indeholder følgende:

- En kort beskrivelse af de to værktøjer, teorien bag værktøjerne samt opsætning og inputdata (standarddata og site specifikke data)
- En beskrivelse af, hvornår værktøjerne kan bruges til risikovurdering, samt hvilke data, der skal indhentes, og hvorfra
- Scenarioberegninger med begge værktøjer med forskellige geologiske og hydrologiske forhold, som er typisk for Sjælland
- en opsummering af fordele og ulemper for hvert værktøj, og hvornår værktøjerne kan bruges og ikke kan bruges

GrundRisk er i skrivende stund endnu ikke frigivet til offentlig brug. Derudover er værktøjet ikke afprøvet i forhold til simulering af godkendte pesticider. Derfor er værktøjet ikke vurderet i denne rapport.

Beregningerne fra både JAGG og BRIBE har som forudsætning at der er en infiltration af vand gennem rodzone som strømmer videre til den mættede zone og et indvindingsmagasin. I begge programmer er dette kaldt "nettonedbør". **Nettonedbør** som det er brugt i JAGG /1/ og BRIBE /2/ er det årlige gennemsnit af nedbør (i mm/år), der nedsives igennem rodzonen og videre til den mættede zone. Kort sagt er nettonedbør lig med nedbør minus fordampning og overfladeafstrømning (inklusive dræn), og repræsenterer grundvandsdannelse til *det først kommende grundvandsspejl* (overgang mellem den umættede og mættede zone). Det er denne forståelse af nettonedbør der refereres til i dette notat.

Erfaringsmæssigt er nettonedbør, som det er refereret til i dette notat, blevet afrapporteret i hydrologiske model- og grundvandskortlægningsresultater med brug af andre begreber, som beskriver netop det samme. Det inkluderer blandt andet begreber som *nettoinfiltration* (infiltration

under rodzonen), *grundvandsdannelse til øverste grundvandsmagasin* og *grundvandsdannelse ved terrænet*. Nettonedbør kan være negativ i områder hvor der sker en netto afstrømning af grundvandet til overflade recipienter, som vandløb, søer, moser, eng og dræn. Dermed skal man være opmærksom på, at nettonedbør som det skal bruges i JAGG og BRIBE, kan være beregnet i en hydrologisk model, men kaldt noget andet. Det vigtige er, at der anvendes den mængde vand der strømmer igennem rodzonen og videre til det førstkomende grundvandsspejl.

2. JAGG OG BRIBE VÆRKTØJERNE

Dette afsnit indeholder en beskrivelse af teorien bag JAGG og BRIBE samt værktøjernes forudsætninger og antagelser. Det inkluderer hvordan nedbrydning og sorbtion er inddraget i værktøjet, og i hvilke situationer stoffets nedbrydning og sorbtion bør inddrages i beregningerne. Beskrivelsen inkluderer også inputparametre (grunddata), der allerede er inkluderet i værktøjernes opsætning (excel fil), og hvorvidt der er mulighed for at revidere i disse grunddatas værdier, hvis der findes nyere eller bedre viden samt hvilke data, der skal indhentes.

2.1 JAGG 2.1

Regnearket JAGG blev første gang introduceret i 1999 af Miljøstyrelsen som et værktøj til risikovurdering af forurenede lokaliteter. JAGG er derefter blevet videreudviklet i flere trin. Med den seneste opdatering, version 2.1, kan der for 192 enkeltstoffer i stofdatabase og oliestofsammensætninger foretages beregninger af fugacitet og vertikal transport i den umættede zone samt risikovurdering over for grundvand, udeluft og indeklima. I forhold til de boringsnære beskyttelsesområder (BNBO) er det beregningsmodel for vertikal transport til grundvandsmagasinet samt kildenær opblanding i grundvandet, Trin 1a, der er relevant.

2.1.1 Beskrivelse af den teoretiske baggrund for beregningsmoduler til vertikal transport

I JAGG 2.1 beregnes den vertikale transport til første "betydende grundvandsmagasin" /1/. Som baggrund for beregning af vertikal transport anvendes tre grundlæggende modeller:

- A: Homogen vandmættet ler
- B: Sprækket homogen vandmættet ler
- C: Umættet ler og sand

Beregningerne af scenarier i A og C udføres med kontinuert kilde og kan beregnes med og uden nedbrydning /1/. Ved at anvende A eller C med kontinuert kilde vil beregningerne altid med tiden simulere stationære forhold. Den beregnede koncentration lige over grundvandet vil dermed være lig med kildekonzentrationen, med mindre der anvendes nedbrydning i beregningerne /1/. Scenarier i B kan beregnes på følgende måder:

- B1. Kendt afgrænset spildperiode, med og uden nedbrydning
- B2. Kontinuert kilde, med og uden nedbrydning
- B3. Aftagende kilde, med og uden nedbrydning

B1 og B3 simuleres med aftagende kilde, mens der i B2 med tiden vil opstå stationære forhold, hvor den beregnede koncentration lige over grundvandsspejlet vil være lig kildekonzentrationen, med mindre der anvendes nedbrydning i beregningerne /1/. For model B3 er der tale om en kilde der har stået så længe, at der er opnået ligvægt af koncentration i sprækkerne og matrix før kilden er fjernet (oprenset). Forureningen vil dog være tilstede i matrixen mellem sprækkerne, og bidrager med forurening til grundvandet lige som en aftagende kilde.

Det skal bemærkes, at i forhold til et spild, vil der være stor usikkerhed forbundet til beregning af varighed af en aftagende kilde. Selv om spildperioden er meget kort, vil en stor del af pesticider blive tilbageholdt i den umættede zone og udvaskes til den mættede zone over en længere periode. Det er ukendt hvor længe det bliver tilbageholdt i den umættede zone og hvordan koncentrationen aftager over tid. Derfor vil et konservativt valg være at anvende beregninger med en kontinuert kilde, som er også forslået i Miljøstyrelsens Vejledning nr. 6 om

oprydning på forurenede lokaliteter /14/. For model B3 er det meget usikkert hvorvidt der kan opnås en ligevægt i koncentration mellem sprækkerne og matrixen før kilden er helt eller delvis fjernet ved overfladen, og dermed vurderes model B3 mindre egnet til en BNBO risikovurdering.

2.1.2 Datakrav

Datakrav til risikoberegninger kan opdeles i tre kategorier. Standardværdier, der findes i JAGG, inputparametre man selv beregner, og inputparametre, man selv indhenter /1/. For inputparametre man selv indhenter, er der en mere detaljeret beskrivelse i afsnit 4.1.

Standardværdier i JAGG:

Til en risikoberegning kan man som udgangspunkt anvende standardværdier fra JAGG-programmet. Der er mulighed for at anvende andre parametre, hvis der findes bedre lokalviden for et givent BNBO.

Dispersion:

Til bestemmelse af den laterale dispersion i den umættede zone, anvendes som udgangspunkt en JAGG-standardværdi, som beregnes i henhold til afstanden til grundvandsmagasinet. Der kan tilføjes egne værdier til beregning af dispersion. Dispersionen har betydning for fastlæggelse af gennembrudtidspunkt for en given forurening.

Jord:

Jord, model A og C

For vertikal transport igennem umættet homogen jord (model C) kan der i JAGG enten vælges en standardjord, f.eks. ler, eller angives lokalspecifikke værdier. Vertikal transport i mættet homogen jord (model A) simuleres ved at sætte vandindholdet til maksimum porøsitet og poreluften til nul. Under vandmættede homogene forhold i lerjord (A) sker gennembrud til grundvandsmagasinet langsommere end ved en tilsvarende umættet standard lerjord (C). For bestemmelse af vertikal transport i et homogent jordlag i model A og C skal der ikke indtastes flere oplysninger om jordlag.

Jord, model B

Model B simulerer transport gennem opsprækket jord og er underinddelt i forskellige sprækkesimuleringer - B1, B2 og B3. Ved anvendelse af model B1 skal data omfatte information om varighed af spild. Varighed af spild er det tidsrum hvor forureningen udvaskes fra den umættede zone til den mættede zone. Hermed kan den tidlige udvikling med en kendt spildperiode estimeres. B2 simulerer kontinuert spild. B3 simulerer en forureningskilde der er fjernet helt men der er stadig maksimum koncentration af forureningen i matrixen under spildet. For model B1 og B2 begynder simulering når spildet sker. For model B3 begynder simulering først når forureningen er helt fjernet fra den umættede zone og antager at forureningen har været til stede i langt nok tid til, at den mættede zone (sprækker og matrix) har opnået en maksimum koncentration. For alle tre B-modeller (B1, B2 og B3) for sprækkede jordlag skal der anvendes oplysninger om sprækkeafstand og bulk-hydraulisk ledningsevne i det sprækkede jordlag. Standardforslag i JAGG eller lokalitetsspecifikke data for reduceret ler kan anvendes.

Forureningsdata

Som forureningsdata kan anvendes stoffer, som ligger i JAGG's stofdatabase, eller der kan indtastes andre stoffer/værdier. Stofkoncentrationer i forskellige faser kan indtastes i JAGG og omregnes ud fra fugacitetsprincippet. Fugacitetsprincippet i beregningen er, at man ud fra mætningskoncentrationerne i luft og vand samt forureningens fordelingsforhold imellem vand og jordpartikler beregner, hvor meget forurening, der kan være i jorden (luft og vandfase), uden at der forekommer fri fase /1/.

Udover stofvalg og koncentrationer skal der i inddateringen angives, hvorvidt der er aerobe eller anaerobe nedbrydningsforhold på lokaliteten. Som udgangspunkt foretages beregningerne i JAGG uden nedbrydning. Der forefindes dog som standard nedbrydningsdata, herunder værdier for nedbrydningskonstanter. Disse data kan tilvælges, hvis der ønskes beregninger, der inkluderer nedbrydning. Det er desuden muligt at ændre nedbrydningsdata, hvis der foreligger konkret lokalitetsspecifik viden, som kan forbedre beregningerne. Det skal understreges, at nedbrydning af pesticider er afhængig af lokalspecifikke forhold, hvorfor nedbrydning ikke bør medtages i beregningerne med mindre der eksisterer sikre lokalitetsspecifikke data for det givne pesticid under de konkrete hydrogeologiske forhold.

Hvis stoffer, som ikke allerede ligger i JAGG, skal evalueres, kan deres fysisk-kemiske egenskaber indtastes. Stoffets egenskaber kan hentes fra producenten.

Koncentration/vandopløselighed:

Det er muligt at angive koncentrationen af det spildte pesticid. Her skal der vælges, hvilket pesticid, der skal foretages risikovurdering på. Da JAGG beregner stoftransport i den mættede zone, skal stoffets vandopløselighed anvendes. Opløseligheden er angivet i JAGG-databasen.

Oplysning om grundvandsmagasin:

Input for hydrologisk ledningsevne (vertikale k_v), effektiv porositet, bulk massefulde, og % indhold af organisk kulstof kommer som standardværdier for typen af grundvandsmagasinet der indvindes fra (i.e. opsprækket kalk eller sandmagasin). Der er mulighed at ændre på standardværdierne, så fremt der foreligger lokal viden, som for eksempel beregnet hydrologisk ledningsevne baseret på prøvepumpninger indenfor BNBO'et.

Input der skal beregnes:

Størrelse af kilden:

For alle beregningsmodeller skal der angives areal af kildeområde/spild (bredde og længde) samt afstand fra bund af kilde til top af grundvandsmagasinet.

Data der skal indhentes:

Nettonedbør:

Nettonedbør kan vælges i JAGG fra en standardtabel for kommuner i Danmark eller indtastes specifikt, hvis mere detaljerede lokalitetsspecifikke data er tilgængelige. Da nettonedbør har en stor geografisk variation, afhængig af arealanvendelse og hydrologiske forhold, kan der til beregningerne anvendes nettonedbør beregnet fra lokale eller regionale hydrologiske modeller som typisk vil være opstillet i MikeSHE. Som alternativ kan man anvende nettonedbør beregnet af GEUS i DK-modellen /5/.

Geologi:

Der skal angives tykkelsen af dæklaget over det første betydelige grundvandsmagasin. Data kan hentes fra borebeskrivelser i Jupiter database.

Oplysninger om grundvandsmagasin:

For at bruge JAGG modul 1a, som dækker opblanding i de øverste 0,25 m af magasinet skal der ud over standardværdier for grundvandsmagasinet indtastes oplysninger om grundvandsmagasinet's hydrauliske gradient og tykkelse. Grundvandsmagasinet's hydrauliske gradient kan estimeres ud fra et potentialekort fra, for eksempel, en synkronpejlrunde, eller beregnes på baggrund af en grundvandsmodel. Magasintykkelsen kan estimeres fra boringer

indenfor BNBO eller ud fra magasintykkelse beregnet i forbindelse med statens grundvandskortlægning.

Opsprækket ler:

JAGG har mulighed for at simulere stoftransport i opsprækket ler. Derfor skal det vurderes, hvorvidt moræneler i en given BNBO er opsprækket. GEUS har udarbejdet en polymorfologisk analyse, der viser hvor på Sjælland, Møn, Falster og Lolland /9/, det kan forventes at påtræffe opsprækket moræneler. Analysen er udført på en grov skala, men kan anvendes som grundlag for at vurdere, hvorvidt der bør gennemføres lokalitetsspecifik vurdering af opsprækning af ler og hvorvidt JAGG's modul for simulering af vertikal transport i sprækket moræneler bør anvendes. Afsnit 4.1 indeholder en yderligere beskrivelse af vurdering af sprækket ler.

2.1.3 Risikoberegninger og konsekvenser

Kilde

Kildekoncentration og udbredelse er vigtig for risikovurderingen. Med mindre kilden er velbeskrevet, bør man overveje flere scenarier for at sikre, at påvirkningen fra kilden ikke underestimeres. For at udføre en risikoberegning for BNBO kan man eksempelvis anvende en spilmængde svarende til indholdet i en marksprøjte, for eksempel 4000 liter.

Kildevarighed

Kildevarighed vil kunne anvendes i tilfælde, hvor en forureningspunktkilde oprenses helt, se ovenfor /1/. Kilder, der allerede er fjernet, kan ligeledes beregnes. Her kommer forureningsbidraget udelukkende fra tilbagediffusion fra lermatrix til sprækker. Tilbagediffusionen er afhængig af, at der opretholdes en koncentrationsgradient mellem matrix og sprække, og dermed af strømmingen i sprækkerne.

Beregning af vertikal transport til første betydende grundvandsmagasin

JAGG beregner transport fra kilde gennem én type geologi til grundvandsmagasinet. Det er ikke muligt med JAGG's standardopsætning at opstille en beregningsmodel med sekundære grundvandsmagasiner og flere dæklag. Geologien skal i JAGG defineres som en enkelt type. Det vil fortrinsvist være det geologiske lag med den laveste hydrauliske ledningsevne, der under naturlige forhold er styrende for infiltrationen/den vertikale transport. Hvis der anvendes lag med laveste hydrauliske ledningsevne, vil estimatet af den vertikale stoftransport imidlertid ikke være konservativ. Der bør derfor gennemføres følsomhedsanalyse med beregninger, hvor der anvendes forskellige geologier for at belyse, hvor meget den geologiske variation kan betyde for resultaterne. Hvis det vurderes nødvendigt at opstille en beregning hvor flere grundvandsmagasiner indgår, skal beregningerne gentages for hvert dæklag/grundvandsmagasin. Der bør i givet fald være informationer om fortyndingen i øverste magasin så denne ikke overestimeres. I bedste fald bør man kende grundvandskoncentrationen umiddelbart over det næste dæklag.

Hvis magasinets dæklag består af moræneler, vil det være en konservativ tilgang at anvende sprækkemodellen i forhold til beregning af transporttid for forureningen. Ved anvendelse af sprækkemodellen øges infiltrationshastigheden i forhold til hastigheden i homogen ler, og tiden indtil gennembrud vil dermed forkortes.

Nettonedbør

Nettonedbøren har betydning for infiltration og grundvandsdannelse. Hvis der anvendes en for lille nettonedbør, vil det føre til en underestimering af den vertikale transport og dermed en underestimering af forureningsrisikoen i forhold til grundvandet.

Sprækker

Ved at anvende sprækkemodellen i beregningerne bliver beregningerne af transporttiden, som nævnt ovenfor, mere konservative, idet sprækketransport generelt er hurtigere end transport i lermatrix. Sprækketæthed og -størrelse er afgørende for beregning af den vertikale stoftransport, og sprækkeværdier kan ændre betydeligt på risikovurderingen. Hvis ikke den lokalitetsspecifikke sprækkedensitet og sprækkestørrelse kendes, bør der foretages beregninger med forskellige sprækkedata for at vise variationen på resultaterne. Der er, med ukorrekte data, mulighed for både over- og underestimering af risiko.

Nedbrydning

Nedbrydning kan tilføjes og baseres på værdier i indtastningsmodulet i JAGG, eller man kan anvende andre lokalitetsspecifikke værdier. Når der anvendes nedbrydning i beregningerne, øges risikoen for at undervurdere en eventuel påvirkning. Man bør overveje kun at anvende nedbrydning, når der findes forholdsvis sikre lokalitetsspecifikke data for nedbrydning – og desuden overveje at beregne scenarier både med og uden nedbrydning.

2.1.4 Sammenfatning

JAGG 2.1 beregner stoftransport fra terræn til et betydende grundvandsmagasin gennem et enkelt dæklag. I det følgende er fordele og ulemper ved JAGG 2.1 beskrevet.

Fordele

- JAGG 2.1 har et godt beregningsmodul til strømnings- og diffusionsbetinget transport i sprækket ler. Det kan med de rigtige input data beregne en realistisk risiko.
- Med JAGG 2.1 kan beregningerne forfines og detaljeres med egne lokalitetsspecifikke data/værdier i forhold til jord-egenskaber, og dermed øge præcisionen af risikovurderingen. Nedbrydelighed af stoffer kan også inddrages, men kun hvis der er lokalspecifikke nedbrydningsdata på de ønskede stoffer.
- Der er gode standardværdier for stoffer og deres egenskaber, og man kan med standarddata-input hurtigt gennemføre indledende vurderinger af risiko og følsomhedsanalyser med forskellige jordtyper og nedbrydning. JAGG-beregningerne kan derefter forfines med lokalitetsspecifikke data vedr. jordtyper, opsprækning, anvendelse af infiltration/år til det magasin, hvor vandindvindingen foregår fremfor nettonedbøren mm.

Ulemper

- JAGG 2.1 opererer kun med et enkelt dæklag. Det betyder, at der dels er begrænsninger i forhold til at lægge forskellige dæklagstyper ind i beregningerne, dels at der kun kan beregnes transport til et enkelt grundvandsmagasin. Hvis der er sekundære magasiner over det primære magasin, kan man ikke, med en standard JAGG-beregning, estimere effekten af dette. Hvis man, for at imødegå denne begrænsning, vælger at gennemfører flere separate beregninger for forskellige magasiner, er det vigtigt ikke at overestimere fortyndingen i de sekundære magasiner.

Særlige opmærksomhedspunkter

Der kræves særlig opmærksomhed i forhold til valg af jordtype for dæklaget, da der kun kan defineres et enkelt dæklag. Det kan være vanskeligt at vælge et jordlag, der fra en gennemsnitsbetragtning dækker den samlede geologi mellem terræn og grundvandsmagasin. JAGG 2.1 er, som andre beregningsværktøjer, afhængig af input-data-kvalitet i forhold til nøjagtigheden af risikovurderingen. Det gælder overordnet alle input-kategorier, herunder:

- Kildekoncentration og udbredelse
- Jordvalg – er bestemmende for infiltrationen – for lav ledningsevne eller for lav sprækketransport kan underestimere risici
- Nettonedbør

Anvendelsesområder

JAGG 2.1 er velegnet til beregninger i områder uden sekundære magasiner med et enkelt homogent dæklag. Den kan med fordel anvendes hvor dæklaget på lokaliteten er sprækket ler/till. JAGG kan desuden, med geologiske tilnærmelser, beregne risici i mere heterogene geologier, men her skal man være opmærksom på effekten af input-data og hvorvidt de påvirker risikovurderingen i negativ eller positiv retning.

2.2 BRIBE

BRIBE (beregningværktøj til risikovurdering af forurening i boringsnære beskyttelsesområder) er udviklet af COWI for Aarhus Kommune i 2011 og efterfølgende justeret og videreudviklet. Værktøjets formål er at vurdere risiko for forurening af vandforsyningsboringer ved spild af forskellige forureningskomponenter i BNBO. Det er en numerisk beregningsmodel, som bygger på flere forsimplede antagelser. BRIBE er udviklet til at estimere den maksimale grundvandskoncentration i en vandindvindingsboring som følge af et enkelt, momentant spild. Værktøjet kan anvendes til at vurdere effekten af forskellige spild og af forskellige stoffer i forhold til hinanden, og på større skala kan man på enkeltstofniveau identificere forureningsårbar og mindre forureningsårbar områder. Der er over 220 stoffer og 13 forskellige jordtyper i databasen.

2.2.1 Beskrivelse af beregningværktøj

I BRIBE antages det, at forureningen momentant trænger 1 m ned ved spild. Beregningerne bygger på massebalancer, hvor der regnes på et lodret profil med et overfladeareal der svarer til udbredelsen af spildet /12/. Der antages en vertikal stempelstrømning ned til det grundvandsmagasin, hvor der indvindes fra. Porehastigheden i hele profilet er bestemt af nettonedbøren og sedimentets porøsitet. Fortyndingen er bestemt af stofflux til magasin samt oppumpning fra boringen.

I forbindelse med beregning af koncentrationen i en indvindingsboring forudsættes det, at hele spildet "fanges" af den boring, i hvis grundvandsdannende opland spildet finder sted. Ved BRIBE-beregninger på spild af stoffer, som har en højere stofkoncentration end vandopløseligheden, kan der opnås en højere stofkoncentration i nederste beregningscelle over grundvandsspejlet end i selve spildet. Dette er et modelteknisk fænomen, der tager højde for en stofakkumulering, som i virkeligheden vil medføre, at forureningen vil brede sig ud over et større areal ovenpå grundvandsspejlet end det oprindelige spildareal.

2.2.2 Datakrav

Brugeren definerer det beregningsscenarie, der skal beregnes, i arket "Dataark", hvor spildscenarie defineres, og under "Egenskaber", hvor stof og geologi defineres. Se Bilag 3.

Standardværdier i BRIBE:

Stof:

Som forureningsdata kan anvendes stoffer, som ligger i BRIBE's stofdatabase. For blandingsprodukter er der udvalgt det "mest grundvandskritiske stof" for blandingen. Åbnes selve databasen er det muligt at tilføje nye stoffer eller ændre i kriterier og værdier for det enkelte stof.

Koncentration/vandopløselighed:

Det er muligt at angive koncentrationen af pesticidet, der skal risikoberegnes efter. Da BRIBE beregner stoffets transport gennem både den umættede og mættede zone, beskriver vejledningen, at stoffets koncentration i væsken der spildes skal anvendes. Koncentrationen kan

være helt op til koncentrationen i produktet, men i forhold til beregning for pesticidspild vil det være den opblandede koncentration i marksprøjten. Stoffets opblandingsforhold kan hentes fra produktets label der findes publiceret i middeldatabasen /10/. Hvis opblandingskoncentrationen ikke findes, kan stoffets vandopløselighed anvendes som alternativ. Vandopløseligheden findes som en standardværdi i programmet.

Cellehøjde:

Default er denne sat til 0,05 m i programmet. Den maksimale cellehøjde er 0,2 m /12/. En lille cellehøjde giver længere beregningstid men mere nøjagtige resultater. Der er i forbindelse med denne rapport foretaget en analyse af, hvad en ændring i cellehøjden (og deraf de beregnede tidsskridt) betyder for resultaterne. Ændres cellehøjden fra 0,05 m til 0,1 m betyder det en reduktion i max koncentrationen på ca. 30%. Tiden der går før koncentrationen i grundvandsmagasinet/indvindingsboringen når henholdsvis detektionsgrænsen/grænseværdien falder med ca. 10 % og tidsintervallet hvor koncentrationen er over grænseværdien stiger med ca. 40%. Det samme ses ved at ændre cellehøjden til de maksimale 0,2 m. Det anbefales derfor, at der anvendes en cellehøjde på 0,05 m, selvom beregningstiden stiger kraftigt med en lille cellehøjde.

Antal år:

Her angives det antal år, der ønskes beregnet for. Anvendes -1 /2/ (anbefales af Rambøll) fortsætter beregningerne indtil at stofkoncentrationen er under grundvandskvalitetskriteriet for alle geologiske lag. Ved angivelse af -1 kan der forekomme længere beregningstid.

Dispersion:

Modellen medregner dispersion i den mættede zone. Dispersionen har betydning for fastlæggelse af gennembrudstidspunktet af en given forurening. Der er angivet standardværdier i databasen for de jordlag, der kan vælges. De angivne defaultværdier for dispersivitet er: Moræneler: 2,5 m, sand og grus: 1 m, kalk: 2 m og øvrige lag: 1,5 m /12/. Der kan tilføjes egne værdier til beregning af dispersion.

Sorption:

BRIBE inddrager sorption ved det lineære forhold mellem koncentrationen der er bundet på sedimentet og koncentrationen der er opløst i vandet (koncentrationen i den faste fase og koncentrationen i vandfasen).

Nedbrydning:

BRIBE medregner nedbrydning ud fra en første-ordens kinetik og er default sat op til at blive inddraget i beregningerne. I modellen antages det, at nedbrydningen starter med det samme, når spildet sker, og der er således ikke inddraget en "lagfase" hvor bakteriekulturen opformeres – hvilket kan tage op til 3-4 måneder.

For pesticider er halveringstiden sat til i de øverste 0,3 meter (muldlaget) at være worst-case fra PPDB databasen (Pesticid Properties DataBase) PPDB databasen er udviklet af "Agriculture & Environment Research Unit (AERU)" på Hertfordshire Universitetet til brug i risikovurderinger. I intervallet 0,3 – 0,6 m.u.t. ganges halveringstiden med 2 og i intervallet 0,6- 1 m.u.t. ganges halveringstiden med 3,5 /12/.

For øvrige organiske forbindelser anvendes nedbrydningskonstanter fra JAGG, i det omfang de findes under aerobe forhold, som regnes at være over grundvandsspejlet. Ellers er halveringstiden sat til 10.000 døgn, hvilket den også er sat til under grundvandsspejlet. Den meget lange halveringstid er sat, da der sandsynligvis nedbrydes en smule stof eller det bindes

irreversibelt under transporten og det derved har den samme effekt. Ønskes det ikke, at der regnes med nedbrydning i BRIBE, kan halveringstiden for det valgte stof sættes til 10.000.000.000 døgn. Det skal understreges, at nedbrydning af pesticider er afhængige af lokalspecifikke forhold og bør ikke bruges, hvis der ikke er forekommer data for pesticidet i de præcise hydrogeologiske forhold.

Input der skal beregnes:

Spilmængde:

Her angives, hvor mange liter der er spildt af det valgte stof. Der bør antages et "worst case scenarium" når der beregnes risiko for indvindingsboringen. Det antages, at spildet fordeler sig jævnt i den første meter under terræn, og derved kan spildarealet beregnes ud fra spilmængden. Indtrængningsdybden er sat default i programmet til at være 1 meter. Det er ikke muligt at ændre denne uden der ændres i programmets kode, hvilket ikke er muligt uden en oplåsningskode fra programmets udvikler COWI. Det anbefales ikke at dette forsøges. Ved nærværende beregninger fastholdes programmets standard, hvilket skyldes, at der ved et (kraftigt) spild vil ske en hurtig nedadrettet strømning, modsat ved eksempelvis normal udspredding af pesticider, hvor kun de øverste cm opfugtes. I BRIBE beregnes der på "momentane" spild, der skal således ikke angives varigheden af spildet /12/.

Spildareal:

Spildarealet beregnes ud fra spilmængde og effektiv porøsitet i hele lagfølgen indtil 1 m dybde.

Data der skal indhentes:

Nettonedbør:

Nettonedbør skal angives specifikt for hver beregning. Der kan anvendes en standardværdi (fra JAGG) eller mere detaljerede lokalspecifikke data, hvis disse er tilgængelige. Se afsnit 4.1 for en yderligere beskrivelse af indhentning og brug af nettonedbør i BRIBE.

Oppumpning fra boring:

I BRIBE inddrages den årlige oppumpning fra boringen /2/. Hvis der er stor forskel på indvindingstilladelses mængden og den oppumpede mængde fra boringen kan man fortage beregninger med begge mængder for at vurdere hvilken indflydelse, det har på max koncentrationen i boringen.

Grundvandsspejl: Her indtastes dybden til det terrænnære grundvandsspejl, som definerer tykkelsen af den umættede zone. Værdien må ikke sættes lavere end minimum indtrængningsdybde på 1 m. Grundvandsspejl kan hentes fra Jupiter databasen eller fra en hydrologiske model. Se afsnit 4.1 for en yderligere beskrivelse af indhentning og brug af grundvandsspejlet i modellen.

Grundvandsdannelse:

Det er muligt at definere hvor stor del af nettonedbøren, der omdannes til grundvand, og hvor meget der strømmer af for hvert lag /2/. Se afsnit 4.1 for en yderligere beskrivelse af indhentning og brug af grundvandsdannelse i modellen.

Geologi:

I BRIBE er det muligt at angive forskellige sedimenttyper og lagtykkelser for disse ned gennem boringen/BNBO'et. Sedimenttyper og lagtykkelse kan hentes fra Jupiter databasen. Det er ikke direkte muligt at vælge opsprækket ler i BRIBE som sediment type. Dette styres ved at ændre i porøsitet og hydralisk ledningsevne. I BRIBE er det muligt at vælge 3 forskellige morænelerstyper hvor der er forskel i dybden på disse parametre.

For hvert sediment er der default defineret diverse stofegenskaber som effektiv porøsitet, bulkdensitet, dispersivitet og hydraulisk ledningsevne. For det første lag i modellen er det muligt at sætte det til enten sandjord eller lerjord, tykkelsen er default sat til 0,3 m. For de øvrige lag er det muligt at vælge mellem 11 sedimenttyper i databasen. Er der ikke den ønskede sedimenttype i databasen, kan denne tilføjes. Jordparametrene er om muligt overført fra JAGG databasen, suppleret med værdier hvor det har været nødvendigt. Det er muligt at ændre på egenskaberne på det enkelte sediment, hvis der haves mere nøjagtige værdier for den enkelte lokalitet.

2.2.3 Risikoberegninger og konsekvenser

Kilde:

Kildekoncentration og -udbredelse er vigtig for risikovurderingen. Med mindre kilden er velbeskrevet, bør man overveje flere scenarier for at sikre, at påvirkningen fra kilden ikke underestimeres. Spildarealet (udbredelsen) beregnes automatisk ud fra spildmængden og den effektive porøsitet i den første meter under terræn.

Kildevarighed:

BRIBE er udviklet til at estimere den maksimale grundvandskoncentration i en vandindvindingsboring, der kan opstå som følge af et enkelt momentant spild. Ønskes der beregnet på flere spild i et BNBO, i samme beregning, anvendes summen af spildvolumen i beregningerne.

Beregning af vertikal transport til primært magasin:

BRIBE kan håndtere beregning af transport fra kilde gennem flere typer geologi til grundvandsmagasinet. Det styrende for den vertikale transport er således information for de enkelte geologiske lag om hydraulisk ledningsevne og porøsitet. Information om et geologisk lag er henholdsvis umættet/mættet eller opsprækket/ikke opsprækket styres ved de geologiske parametre for det enkelte lag. Opsprækket ler styres således ved en lavere effektiv porøsitet og en højere hydraulisk konduktivitet end den ikke opsprækkede ler. Det er muligt at sætte horisontale afstrømninger på lag, der ligger under grundvandsspejlet i f.eks. sekundære magasiner eller til dræn. Summen af afstrømningen skal være som % af grundvandsdannelsen.

Nettonedbør og grundvandsdannelse:

Den anvendte nettonedbør har betydning for infiltrationen og grundvandsdannelsen. Det skal overvejes hvilken nettonedbør, der anvendes, hvis der ikke anvendes horisontal transport i modellen, da forureningstransporten ned til grundvandsmagasinet ved en høj nettonedbør kan blive overvurderet af modellen. Dette kan delvist imødegås ved at justere nettonedbøren til at svare til grundvandsdannelsen til magasinet, da modellen ellers beregner, at hele nettonedbøren infiltrerer til det givne grundvandsmagasin. For dybereliggende grundvandsmagasiner er det en konservativ antagelse, idet den reelle grundvandsdannelse hertil typisk udgør en lille del af nettonedbøren. Det er muligt at definere hvor stor en procentdel af nettonedbøren, der omdannes til grundvand. Såfremt der ikke regnes med horisontal strømning, vil grundvandsdannelsen til det primære magasin således kunne styres her.

Koncentration i indvindingsboringen:

Som tidligere nævnt forudsættes det, at hele spildet "fanges" af den boring, der beregnes for. Koncentrationen i boringen beregnes ud fra følgende ligning:

$$C_{max,boring} = A_{spild} \cdot C_{max,bund} \cdot \frac{Q \cdot \varepsilon_{eff}}{Q_{boring}}$$

Ligning 1: Beregning af maksimal koncentration af spild i indvindingsboring.

A_{spild} er spildarealet [m^2], $C_{max, bund}$ er den maksimale koncentration (på tidsskridtniveau), som trænger igennem de dæklag som er defineret over grundvandsmagasinet [mg/l], Q er den vertikale vandflow gennem profilet [m pr. år], ε_{eff} er den effektive porøsitet og Q_{boring} er den årlige indvinding fra boringen [m^3 pr. år] /12/.

Spildareal og indtrængningsdybde

Bemærk det er ikke muligt at indtaste henholdsvis spildareal eller indtrængningsdybde selv i programmet. Oprenses der, f.eks. under akut beredskab, og spildemængden derved reduceres er der to måder at løse denne problematik i BRIBE. Enten reduceres koncentrationen eller også reduceres spildmængden med den givne oprensingsgrad. Det er vigtigt at det ikke er begge parametre der reduceres. Som det ses af Ligning 1, er det kun stoffluxen pr. tidsenhed igennem bunden af dæklaget, som blandes op i den oppumpede vandmængde i boringen. Der sendes samme nettoinfiltration ned i spildarealet, hvor der altid regnes med 1 meter nedtrængning til at begynde med, så sorption/transporttid og max koncentrationer bliver de samme, uanset om der ændres på spildmængde (spildarealet) eller koncentrationen. Resultaterne giver kun samme resultat, hvis der ikke anvendes nedbrydning i beregningen, da nedbrydningshastighed er afhængig af stoffets oprindelige koncentration. Modellen køres med stempelstrømning.

Eksempel:

Årsnedbør 365,4 mm → 1 mm vand tilføres grundvandsmagasinet pr. dag.

Spildmængde reduceres med 80%, hvilket betyder 80% reduktion i spildareal (koncentration bebevares)

Hvis koncentration er 5g/l fordelt over 10 m^2 , betyder det at der strømmer 0,001 m · 10 m^2 = 0,01 m^3 eller 10 l vand med en indhold af 5 g/l. Det vil sige en flux på 50 g produkt pr. dag til magasinet.

Koncentrationen reduceres med 80% og spildmængden bibeholdes

Hvis koncentration er 1 g/l fordelt over 50 m^2 , betyder det at der strømmer 0,001 m · 50 m^2 = 0,05 m^3 eller 50 liter vand med en indhold af 1 g/l. Det vil sige en flux på 50 g produkt pr. dag til magasinet.

2.2.4 Sammenfatning

BRIBE beregner stoftransport fra terræn til et betydende grundvandsmagasin gennem en geologisk lagserie. I det følgende er fordele og ulemper ved BRIBE beskrevet.

Fordele

- BRIBE medtager hele den geologiske lagfølge i en indvindingsboring, med de egenskaber de forskellige lag indeholder.
- BRIBE er specifikt udviklet til at estimere den maksimale koncentration i en indvindingsboring som følge af et enkelt momentant spild.
- På baggrund af BRIBE kan effekten af forskellige stoffer og størrelse af spild vurderes i forhold til hinanden.

- BRIBE kan på enkeltstofniveau anvendes til at identificere hvilke områder, som er sårbare over for forurening, og hvilke der ikke er.

BRIBE kan ikke anvendes til følgende beregninger:

- Akkumuleret effekt af flere tidsmæssigt forskudte spild.
- Regelret anvendelse af pesticider
- "Sivende" forureninger
- Lokale maksimumkoncentrationer i selve grundvandsmagasinet – kun ved opblanding i den oppumpede vandmængde i en indvindingsboring
- Der regnes ikke på eventuelle nedbrydningsprodukter af et stof
- Sprækker kan kun håndteres ved at anvende en lavere effektiv porøsitet.

Usikre og konservative antagelser ved sorption:

- Ved høje koncentrationer er den lineære sammenhæng mellem fast fase og vandfase usikker, da der er en begrænsning i plads, hvor der kan ske sorption.
- Det antages at sorptionslignevægten indstiller sig hurtigt i forhold til transport. Dette er usikkert, da der reelt ikke opnås fuld sorptionslignevægt, selvom det er meget sandsynligt, at der er tæt på ligevægt under det allerøverste jordlag.
- Det antages at sorption er 100% reversibel, dette er en konservativ antagelse, da en mindre procentdel af stoffet typisk vil binde sig så hårdt til sedimentet, at det ikke vil frigives til vandfasen igen.

Usikre og konservative antagelser ved nedbrydning:

- Det antages at nedbrydningen starter i samme øjeblik, som spildet sker. Der tages således ikke hensyn til at der i nogle tilfælde skal ske en opformering af de nedbrydende bakterier, før nedbrydningen sker fuldt. Dette kan vare op til 3-4 måneder og ydermere er nedbrydning lokalspecifikt. Derfor skal man være varsom i forhold til at medregne nedbrydning, medmindre disse forhold kendes.

Anvendelsesområder

BRIBE er velegnet til at vurdere den potentielle grundvandsrisiko ved et momentant spild af et hvilket som helst organisk kemikalie. Der er mulighed for at lave lokalspecifikke vurderinger, hvor der kan tages specifikke hensyn til geologiske forhold, grundvandsdannelse og vandindvinding. De resultater der kommer ud af beregningerne, er yderst afhængige af, hvor konservativt man vælger at sætte halveringstiden til. Ved store spildmængder og/eller høje koncentrationer kan forudsætningerne i BRIBE diskuteres, da f.eks. mikrobiel omsætning kan hæmmes på grund af decideret giftvirkning.

3. HVORNÅR KAN VÆRKTØJERNE BRUGES?

Både JAGG og BRIBE simulerer den vertikale transport fra terrænet til grundvandsmagasinet. Det betyder, at der skal være nogle bestemte hydrologiske forhold til stede, før JAGG og BRIBE kan bruges i en risikovurdering. Der skal forekomme nettonedbør og en nedadrettet gradient mellem øverste grundvandsspejl og grundvandsmagasinerne. Bilag 1 indeholder en detaljeret beskrivelse af de forskellige hydrologiske forhold, der ses i en given BNBO.

Som beskrevet i det forrige afsnit, er både JAGG og BRIBE afhængige af stempelstrømning betinget af en positiv nettonedbør. Hvis nettonedbøren er positiv indenfor et BNBO, vil der være grundvandsdannelse til den mættede zone, og dermed mulighed for at en given forurening at udvasker til den mættede zone. Hvis nettonedbøren er nul eller negativ i et BNBO betyder det, at der afstrømmer grundvand til f.eks. vandløb, mose, sø eller dræn, og at der ikke sker grundvandsdannelse - en forurening vil dermed ikke kunne nå et grundvandsmagasin (se Figur 2 i Bilag 1).

Beregninger i JAGG og BRIBE antager desuden, at der er en nedadrettet gradient mellem grundvandsspejlet og alle grundvandsmagasiner. Som beskrevet i Bilag 1, kan der være tilfælde hvor der er opadrettet gradient mellem indvindingsmagasinet og grundvandsspejlet og/eller sekundære magasiner i hele BNBO. I disse tilfælde vil en forurening, selv om den når grundvandsspejlet eller et sekundært magasin (ikke indvindingsmagasin), ikke kunne strømme videre til indvindingsmagasinet. Dette sker især i lavtliggende områder og ådale, hvor indvindingsmagasinet er spændt og artesisk med et potentiale over terrænet.

Det skal bemærkes, at indvinding kan ændre gradienten fra opadrettet i ro til nedadrettet under drift (se Figur 4 i Bilag 1). Det kan betyde, at der faktisk kan ske grundvandsdannelse lokalt, når indvinding pågår, og dermed give anledning til en risiko for, at forureningen kan strømme videre til indvindingsboringen. Det er derfor vigtigt at gradienten beregnes på baggrund af boringens driftvandspejl.

Når man fastlægger på gradienten, skal man anvende data for det øverste vandspejl, potentiale i indvindingsmagasinet, samt potentiale i de sekundære magasiner. Men ofte findes der kun pejlinger fra indvindingsmagasinet og ikke for det øverste vandspejl eller de sekundære magasiner i eller i nærheden af et BNBO. En hydrologisk model kan anvendes til at simulere øverste grundvandsspejl og potentiale i magasiner og dermed vurdere gradienten mellem magasinerne. Men man skal være opmærksom på, at modeller typisk er opstillet som regionale modeller i 100 m grid, og der vil være en væsentlig usikkerhed forbundet med gradienten især i de mindre BNBO'er. Som en mere konservativ vurdering kan gradienten vurderes i forhold til terrænet. For eksempel kan man antage, at der kun er en opadrettet gradient i tilfælde, hvor vandstanden i indvindingsboring, i drift, er over terrænet (eller 1 m fra terrænet, hvis man inddrager dybden af dræn i vurderingen).

4. INPUTDATA TIL VÆRKTØJENE

Tabel 4.1 viser data, der skal indhentes eksternt for at gennemføre simuleringer i JAGG og BRIBE, samt kilder, hvor data kan findes. Tabellen inkluderer ikke inputparametre, der findes som standardværdier i programmerne. Dette afsnit indeholder en kort beskrivelse af de enkelte parametre, hvor data kan findes, og opmærksomhedspunkter i forbindelse med brug af data.

Tabel 4.1 Data, der skal hentes til simulering, og kilder til data.

Inputparameter	JAGG	BRIBE	Kilder
Nettonedbør	X	X	<ul style="list-style-type: none"> • Kommunens egen hydrologiske model • Hydrologiske modeller fra grundvandskortlægning • DK-model for Sjælland (fra GEUS) /5/ • Standardværdier i JAGG
Geologi	X	X	<ul style="list-style-type: none"> • Borerapport fra Jupiterdatabasen
Opsprækket ler	X	X	<ul style="list-style-type: none"> • Klint, et al., 2013. PM-metoden /9/
Grundvandsspejl		X	<ul style="list-style-type: none"> • Borerapport fra Jupiter database
Magasinspecifik grundvandsdannelse		X	<ul style="list-style-type: none"> • Kommunens egen hydrologiske model • Hydrologiske modeller fra grundvandskortlægning • DK-model for Sjælland (fra GEUS) /5/

4.1 Brug af data

Nettonedbør:

Nettonedbør er mængden af vand, der infiltrerer gennem rodzonen og er tilgængelig for grundvandsdannelse til den mættede zone. Det vil sige at nettonedbør, som normalt angives i mm/år, er nedbør minus fordampning og overflade afstrømning. Nettonedbør er den mængde vand, der kan udvaske et pesticid fra overfladen til grundvandet. Det skal bemærkes at især ved indvinding, der forgår lige omkring vandløb eller i lavtliggende områder kan gradienten ændres fra opadrettet til nedadrettet under indvinding (se Bilag 1).

Nettonedbør kan indhentes fra forskellige kilder. Hvis kommunen selv har en hydrologisk model, kan nettonedbør trækkes ud af modellen. Alternativt er der ofte beregnet nettonedbør i modellerne opstillet gennem statens grundvandskortlægning. Hvis det ikke er muligt at få nettonedbør fra disse modeller, kan man efterspørge nettonedbør, der er beregnet af GEUS i DK-modellen i forbindelse med Vandområdeplanerne. Denne er dog beregnet i et grovere net. En sidste mulighed er at anvende kommunens gennemsnitsværdi, som ligger som standardværdi i JAGG modellen.

Nettonedbør, der er beregnet i hydrologiske modeller, repræsenterer som regel et årligt gennemsnit over en simuleringsperiode. Det tager ikke hensyn til sæsonmæssige variationer i nettonedbør med højeste værdier om vinteren og mindst om sommeren. Nettonedbør er præsenteret som en værdi i mm/år, hvor positive værdier indikerer grundvandsdannelse, og negative værdier indikerer afstrømning af grundvand til overfladevand, inklusive dræn. Hvis nettonedbøren er negativ, kan der ikke beregnes risiko med JAGG og BRIBE.

I de fleste grundvandsmodeller er nettonedbør beregnet i 100 m grids. De fleste BNBO'er vil være større end gridstørrelsen, og dermed kan der være forskellige nettonedbørstal for en enkelt BNBO. Til beregningen vil man typisk vælge enten et gennemsnit eller den højeste værdi for nettonedbør. Men da risikovurderingen skal tage hensyn til de mest sårbare forhold inden for en BNBO, bør man bruge den højeste værdi. For de meget store BNBO'er – for eksempel over 10 ha – kan der være tilfælde, hvor der er en større variation i nettonedbør, og hvor der ses både

positiv og negativ nettonedbør. I dette tilfælde bør BNBO'et zoneret i områder med høj, lav og ingen nettonedbør.

Geologi:

Som udgangspunkt, er geologien i en BNBO repræsenteret med tolket geologi fremlagt i borerapporten, som kan hentes fra Jupiter databasen. Geologien er vigtig i JAGG for at bestemme dybden til det første betydende grundvandsmagasin og i BRIBE for at kortlægge antal/tykkelse af ler- og sandlag over indvindingsmagasinet.

Især for de mindre BNBO'er er indvindingsboringen ofte den eneste boring, der ligger indenfor en BNBO, og dermed vil geologien være baseret på kun denne boring. Men der kan være tilfælde, hvor der er flere boringer i en BNBO. Det vil især være tilfældet på kildepladser og i de større BNBO'er. I de tilfælde, hvor der er flere boringer, bør geologien fra området med den højeste grundvandsdannelse anvendes, eller som alternativ, boringen med den mindste mængde af akkumuleret ler over indvindingsmagasinet. Hvis en større BNBO er blevet zoneret i forhold til nettonedbør, kan den også zoneret i forhold til geologien.

Opsprækket ler:

På Sjælland kan moræneler, der findes inden for 10 – 15 meter fra terræn, være opsprækket. Når leret er opsprækket, vil der være et andet strømningsmønster for pesticider, både med hensyn til dispersion og strømningshastighed. Derfor har både JAGG og BRIBE indarbejdet mulighed for at håndtere opsprækket ler i de øverste lag, både i den umættede og mættede zone. Men det ikke er alle steder, hvor lerlagene i de øverste 10 – 15 meter er opsprækkede.

En undersøgelse fra GEUS – en polymorfologiske tilgang til hydrologi i glaciale aflejringer /9/ - viser, at moræneler, der enten er overlejret eller overlejrer ferskvands- eller saltvandsler, vil have en lav sandsynlighed for udvikling af sprækker. Derimod, hvis moræneler overlejrer kalk, sand eller grus, eller er aflejret i et dødislandskab eller i en randmoræne, vil der være en moderat til høj sandsynlighed for udvikling af sprækker. I undersøgelsen /9/ er det konkluderet, at man kan bruge landskabselementer til at vurdere sandsynligheden for, hvorvidt moræneler er opsprækket eller ej.

I undersøgelsen /9/ er de forskellige landskabselementer, der kan bruges for at vurdere hvorvidt moræneler er opsprækket, blevet kortlagt for Sjælland, Lolland, Falster og Møn. Kortlægningen viser, at moræneler i ca. 70 % af området har en moderat til høj sandsynlighed for at være opsprækket. Men der er større områder, især i Vestsjælland, Midsjælland, det centrale Møn, på Lolland og på Falster, hvor der er en lav risiko for opsprækket moræneler. Kortet kan ses i rapporten /9/ og kan anvendes til at vurdere, hvorvidt moræneler er opsprækket i de øverste 10 m. Det skal dog bemærkes, at kortet er på en grov regional skala og at inddragelse af lokale geologiske forhold kan være nødvendig.

Dybden til øverste grundvandsspejl:

Øverste grundvandsspejl repræsenterer overgangen fra umættede jordlag til mættede jordlag. Dermed bruges dybden til øverste grundvandsspejl til at beregne tykkelserne af den umættede zone og den mættede zone, som skal anvendes i JAGG og BRIBE. De bedste data, der kan vise dybden til øverste grundvandsspejl, er pejlinger fra boringer, der er filtersat i terrænnære ler- eller sandaflejringer, hvor filtersætning ligger mindre end 10 meter fra terrænet. Det vil hovedsageligt være geotekniske-, råstofs- eller miljøundersøgelserboringer. Som udgangspunkt kan data hentes fra Jupiterdatabasen, men det er ikke i alle boringer i Jupiter, hvor pejlinger er registreret – dette gælder især miljøboringer. Pejlinger i forbindelse med miljøboringer, især hvis

det er en del af en V2 jordforureningsundersøgelse, kan i mange tilfælde hentes fra Region Sjælland.

Hvis der ikke findes boringer med terrænnære pejlinger, kan dybden til øverste grundvandsspejl estimeres fra en hydrologisk model opstillet i området. Det skal dog bemærkes at usikkerheden for øverste grundvandsspejl kan være store, med afvigelser på flere meter, afhængig af modellens kvalitet. Hvis man bruger et grundvandsspejl fra en hydrologisk model, bør man derfor se på resultatet og vurdere, hvorvidt det estimerede grundvandsspejl er realistisk.

Dybden til grundvandsspejlet kan også estimeres i forhold til redoxgrænsen. Redoxgrænsen som i lerlagene som regel ligger tæt på vandspejlet da boringen blev etableret, hvor ler i den umættede zone vil være oxideret og ler i den mættede zone vil være reduceret. I områder hvor grundvandsstanden varierer, vil redoxgrænsen være en estimation ud fra den laveste grundvandsstand. Redoxgrænsen kan estimeres fra farvebeskrivelser i borerapporterne der er lagt op i Jupiter database. Ler der er beskrevet med farverne rød, gul, orange og brun er oxideret, og ler beskrevet med farverne grå, blå og grøn vil være reduceret. Der ses ofte beskrivelser med to farver, som grålig gul, og her skal den sidste farve tolkes som den gældende. Der er dog usikkerheder med farvebeskrivelserne, da det er en kvalitativ vurdering fra brøndborer, og der er forskel mellem hvordan brøndborer tolker og beskriver farverne.

Som en ekstra kontrol omkring grundvandsspejlet, simuleret fra en model eller estimeret fra redoxgrænsen, kan man bruge BNBO'ens beliggenhed i forhold til terrænet. Hvis BNBO ligger i et lavtliggende område, vil grundvandsspejlet som regel være terrænnært – 1 til 3 meters dybe. Hvis BNBO'en ligger på en bakke eller et andet højtliggende område vil grundvandsspejlet som regel være dybere – 5 til 10 meter dybe. Hvis der er et vandhul eller sø i eller i nærheden af BNBO'en kan koten på vandet også bruges til at estimere dybden til grundvandsspejl.

Magasinspecifik grundvandsdannelse:

BRIBE og JAGG giver mulighed for at justere nettonedbør i forhold til den mængde grundvand, der strømmer til indvindingsmagasinet under BNBO – kaldet den magasinspecifikke grundvandsdannelse. Dette er relevant i tilfælde, hvor der er et eller flere sekundære magasiner mellem indvindingsmagasinet og terræn. I sekundære magasiner vil der foregå en horisontal strømning i magasinet, og det betyder, at en mindre andel af nettonedbøren vil nå de dybere grundvandsmagasiner. Dermed vil en justering i forhold til nettonedbør kompensere for den horisontale strømning, der forgår i de sekundære magasiner.

Magasinspecifik grundvandsdannelse kan beregnes i en hydrologisk model opstillet i området. Ligesom for nettonedbør, kan data trækkes ud fra kommunens egen model eller en model opstillet gennem grundvandskortlægningen. I modellen repræsenterer magasinspecifik grundvandsdannelse den mængde vand, der strømmer fra det øvre magasin til indvindingsmagasinet. Tallet repræsenterer dermed den maksimale andel af nettonedbør, der kan strømme til magasinet. Hvis tallet er negativt, vil der være en opadrettet gradient, og ifølge modellen vil der ikke kunne ske strømning af vand og dermed pesticider fra terrænet til indvindingsmagasinet inden for BNBO.

Ligesom for nettonedbør kan der være udfordringer med at vælge den mest sandsynlige magasinspecifikke grundvandsdannelse. Grundvandsdannelse er typisk beregnet i 100 m x 100 m celle, og de fleste BNBOer vil inkludere mere end en celle. Derfor kan der enten bruges en gennemsnitsværdi eller den højeste værdi, som vil give den meste konservativ beregning. For de meget store BNBOer – for eksempel over 10 ha – kan der være tilfælde, hvor der er en større variation i magasinspecifik grundvandsdannelse, evt. med både positiv og negativ

grundvandsdannelse. I disse tilfælde skal der ikke bruges en gennemsnitsværdi, da de positive og negative værdier vil annullere hinanden, og man risikerer at underestimere grundvandsdannelsen i BNBO som en helhed. I risikoberegningen, hvor der ses både positiv og negativ grundvandsdannelse, bør den største grundvandsdannelse anvendes.

4.2 Data og størrelse af BNBO

Størrelsen af BNBO varierer meget på Sjælland, hvor der ses størrelser på under 1 ha for især de mindre indvindingsanlæg, til størrelser langt over 100 ha samlet for de større kildepladser, hvor der indvindes flere millioner kubikmeter om året.

For de mindre BNBO'er vil datamængden ofte være begrænset, hvor de eneste data kommer fra selve indvindingsboringen. Det gør risikovurderingen meget enkelt, hvor en enkelt risikoberegning kan dække hele BNBO.

For de større BNBO'er er situationen mere kompleks. Der kan være store variationer i hydrologien og geologien inden for BNBO, men der vil også være flere data tilgængelige til at beskrive denne variation. For at håndtere variationen vil det være nødvendigt at indhente alle tilgængelige hydrologiske og geologiske data i BNBO. Derefter vurderes dataheterogeniteten inden for BNBO, og der zonerer i forhold til nettonedbør, geologi, dybden til grundvandsspejl og evt. magasinspecifik grundvandsdannelse. Zonerne vil repræsentere områder inden for en enkelt BNBO med en lignende hydrologi og geologi. Derefter kan der udføres en risikovurdering for hver zone på samme vilkår som for de mindre BNBO'er med begrænset størrelse og datamængde.

5. SIMULERING I JAGG OG BRIBE

I Vejledning om BNBO fra Miljøstyrelsen nævnes det at enten JAGG eller BRIBE kan anvendes til en risikovurdering i forhold til et spild eller uheld /8/. Når JAGG og BRIBE anvendes til en sådan risikovurdering, skal beregningerne foretages på et fiktivt spild, der repræsenterer et realistisk worst case scenarie. Til risikoberegning af et fiktivt spild for et givent BNBO, skal der anvendes en række inputparametre, hvor nogle vil være kendte, andre estimerede og atter andre vil være ukendte (Tabel 5.1). De kendte parametre vil ofte omfatte geologiske- og hydrologiske data for et bestemt BNBO. De estimerede parametre omfatter ofte de mere specifikke data vedrørende de geologiske og hydrologiske egenskaber mens de ukendte parametre er dem, der beskriver det fiktive spild. Det fiktive spild baseres på en realistisk og konservativ vurdering/beskrivelse af et spildscenarie.

Tabel 5.1 Parametre til brug for en risikovurdering.

Kendt parametre	Estimeret parametre	Ukendt parametre
<ul style="list-style-type: none"> • Geologi og hvorvidt det øverste lerlag er opsprækket • Nettonedbør • Dybden til grundvandsspejlet • Indvindingsmængde • Gradienten • Magasinspecifikke grundvandsdannelse (ikke beregnet i alle modeller) 	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrologisk ledningsevne • Effektiv porøsitet • Vandindhold • Luftindhold • Bulkmassefyld • Organisk indhold • Sprækkeafstand • Sprækkeåbning 	<ul style="list-style-type: none"> • Pesticidtype • Opblandingskoncentration • Mængden af spildet (hvor meget der bliver spildet) • Nedbrydning (<i>indrages ikke i beregninger</i>)

Når man gennemfører en risikoberegning i forhold til spild, bør det foregå som et realistisk worst case scenarie. Det vil sige at parametervalg skal være konservativ men stadig indenfor et realistisk spænd af observerede værdier.

De estimerede parametre beskriver egenskaber for de specifikke geologiske aflejringer. Hydrologisk ledningsevne og effektiv porøsitet for de forskellige aflejringer kan dog variere meget fra sted til sted, se Tabel 5.2 og Tabel 5.3. For eksempel varierer morænelers hydrologiske ledningsevnen op til 100 gange alene på Sjælland. For at opnå en realistisk men konservativ beregning (hurtigst mulig strømning gennem lagene) anbefales det at man bruger den høje værdi af det estimerede parameterinterval for hydrologiske ledningsevne (i.e. for moræneler, 1×10^{-7} m/s jf. Tabel 5.2) og den lave værdi for effektive porøsitet (i.e. for moræneler, 10 % jf. Tabel 5.3). For de resterende parametre kan man anvende standardværdier fra JAGG og BRIBE med mindre der foreligger kendskab til en specifik undersøgelse, som giver anledning til ændring af standardværdien.

For de ukendte parametre skal der etableres et worst case spildscenarie som er realistisk. For valg af pesticid bør man anvende et godkendt pesticid med en høj opblandingskoncentration. Hvis BNBO ligger i et område hvor der er kendskab til hvilket specifikt pesticid der bruges på marken, kan simuleringen forgå med dette pesticid. Typisk vil der dog være tale om en almindelig landbrugsmark med skiftende afgrøder og dermed forskellige pesticider. I dette tilfælde kan man vælge et realistisk godkendt pesticid. Det kan være for eksempel MCPA eller bentazon, som begge bruges til udkrudtsbekæmpelse, eller azoxystrobin, som bruges til bekæmpelse af svampesygdomme i landbruget. Opblandingskoncentration for pesticidet kan være forskellig

afhængig af afgrøden det er brugt til. Til en worst-case beregning, bør man bruge den højeste koncentration, der tilføres marken. MCPA og bentazon opblandes til koncentrationer på op til 5 g/l, hvor azoxystrobin opblandes til koncentrationer på 0,5 – 1 g/l. MCPA og bentazon har nogle af de højeste oplandingskoncentrationer i en marksprøjte og er dermed et godt bud på et worst-case scenarie-pesticid. Data om alle godkendte pesticider, inklusive blandingsforhold kan findes i middeldatabasen /10/. Bilag 5 viser hvordan man kan finde blandingsforhold i middeldatabasen.

For spildestørrelsen, kan man bruge volumen på de største marksprøjter på markedet, som indeholder godt 4.000 liter. Det svarer til den mængde, der blev spildt ved Hulle Mølle Kildeplads i Lejre Kommune i 2013, og er dermed vurderet som en realistisk worst-case.

Nedbrydning af pesticider er stærkt afhængig af pesticidtype og områdespecifikke betingelser som kræver lokal viden.

Tabel 5.2: Typiske parameterintervaller for hydraulisk ledningsevne i den mættede zone, fra /7/.

Parameter	Estimeret parameter interval		enhed
Moræneler, Kz	1.0E-09	1.0E-07	m s ⁻¹
Opsprækket Moræneler, Kz	1.0E-08	1.0E-06	m s ⁻¹
Kvartær sand, Kx	1.0E-05	1.0E-03	m s ⁻¹
Prækvartær ler, Kz	1.0E-10	1.0E-07	m s ⁻¹
Prækvartær sand, Kx	1.0E-05	1.0E-03	m s ⁻¹
Kalk, Kx	1.0E-06	1.0E-03	m s ⁻¹
Tørv, Kx	1.0E-07	1.0E-05	m s ⁻¹
Dræn tidskonstant	1.0E-08	1.0E-06	s ⁻¹
Vandløbslækagekoefficient	1.0E-09	1.0E-05	s ⁻¹

Tabel 5.3: Anbefalede porøsitetstværdier i beregninger af BNBO, baseret på /13/ .

Geologisk lag	Specifik ydelse* (%)	Effektiv porøsitet (%)	Anbefalet effektiv porøsitet (%)
Ler	1 - 18	30 - 60	40
Moræneler	1 - 20	10 - 30	25
Silt (morænesilt)	5 - 20	35 - 50	40
Sand	10 - 30	25 - 40	30
Grus	15 - 30	20 - 35	27
Sand og grus (usortet)	10 - 30	15 - 35	25
København kalk**	0.5 - 5	10 - 25	18
Bryozo kalk**	0.5 - 5	35 - 43	38
Skrivekridt**	0.5 - 5	35 - 50	45
Kalk** (sprækkeporøsitet)	-	0,1 - 1	0.5
Kalk (matrix + sprækker)	0.1 - 10	0,1 - 10	10
Sandsten	5 - 15	5 - 30	15

*Specifik ydelse er defineret som den del af porevolumen, som kan drænes af tyngdekraft.

** Anvendes kun ved dobbeltporøse modeller.

6. EKSEMPLER AF SCENARIEBEREGNINGER

For at illustrere en risikoberegning og dens output, er der foretaget en række scenarier beregninger ved brug af hhv. JAGG og BRIBE. Det skal ses som eksempler på beregninger, man kan lave for en risikovurdering af de enkelte BNBO'er i forhold til et spild eller uheld. Beregningerne er foretaget i forhold til et realistisk worst-case spild i form af en væltet marksprøjte med det pesticid, der har den højeste dosering i g/liter. Beregningerne er foretaget med flere geologiske og hydrologiske scenarier med henblik på at vise betydningen af disse parametre for resultaterne.

6.1 Fælles parametre for risikoberegning

Følgende parameter er brugt i både JAGG- og BRIBE-beregningerne.

6.1.1 Spildstof

I de forskellige simuleringer i henholdsvis JAGG og BRIBE er der anvendt stoffet MCPA 94-74-6 (findes som standard stof i både JAGG og BRIBE). MCPA (2-methyl-4-chlorophenoxy eddikesyre) er et herbicid, der anvendes til ukrudtsbekæmpelse af både private og af landbruget. I Danmark er MCPA godkendt til brug til ukrudtsbekæmpelse i korn. Opløseligheden i vand er 29,39 g/l. Stoffet sælges i flere godkendte produkter med en koncentration på 750 g/l /10/. Ifølge de forskellige produkters vejledninger blandes produktet op med 150 – 250 l vand, afhængige af afgrøden det skal bruges til. Vejledninger for de forskellige produkter kan findes i middeldatabasen /10/. MCPA er valgt fordi det er et godkendt pesticid med et af de højeste koncentration (5g/l) af alle pesticider der bliver sprøjtet på marken og dermed udgør et worst-case scenarie.

6.1.2 Spildscenarie

I risikovurderingen antages det, at en tank med 4000 liter opblandet MCPA vælter på marken (~stor marksprøjte). 4000 liter er, som nævnt tidligere, samme mængde der blev spildt ved Hulle Mølle Kildeplads i Lejre Kommune i 2013. Det er antaget at MCPA, som leveres i en koncentration på 750 g/l er opblandet med 150 l vand (se ovenfor) og dermed har en koncentration af 5 g/l i marksprøjten. Dermed var der i alt et spild af 20.000 g MCPA på marken. 4000 liter er valgt, da det svarer til det fulde volumen i en stor marksprøjte..

Spildets areal er beregnet ud fra mængden af spild (4000 liter) fordelt i den øverste meter med en effektiv porøsitet af 10 % (taget fra forudsætninger i BRIBE /2/). Det giver et spildareal på 40 m².

I scenariet antages, at der er foretaget en akutindsats, hvor der var gennemført en bortgravning af størstedelen af den forurenede jord. Erfaringer viser, at selv om hele spildarealet bortgraves, efterlades en del af spildet i jorden (i.e. /11/). Mængden der efterlades, er afhængig af blandt andet:

- Jordens sand/ler indhold – højere sandindhold i de øverste jordlag resulterer i at mindre andel af forureningen bliver tilbageholdt i den øverste jordlag og bortgravet.
- Åbne sprækker, rodkanaler m.fl. der hurtigt kan føre pesticidet ned i jorden under niveauet af bortgravning.
- Jordens vandmætningsgrad (vandindhold) ved uheldet – jo højere mætningsgrad er, desto mindre andel af forureningen bliver tilbageholdt i den øverste jordlag og bortgravet.
- Responstid til akutindsatsen – jo længere tid der går før der foretages indsatsen desto mere af forureningen der kan strømme ud af den øverste jordlag der bliver bortgravet.

- Forhindringer under bortgravning, som ledninger, store træerødder, bygninger, beplantninger, m.fl.

Der ikke er afrapporteret officielle data omkring effektivitet af oprensning efter en væltet marksprøjte. På baggrund af usikkerheden i mængden af det spildte pesticid beskrevet ovenfor, er der i denne analyse antaget at 80 % af det spildte MCPA er blevet fjernet under oprensning af uheldet. Dermed er der 800 l (4.000 g af MCPA) tilbage, fordelt over spildets 40 m². Det skal dog understreges at oprensningsprocent på 80 er et estimat.

6.1.3 Nettonedbør

Der er anvendt tre nedbørsscenerier: Lav nettonedbør på 50 mm/år, middel nettonedbør på 100 mm/år og høj nettonedbør på 250 mm/år. I beregningerne er det antaget, at der kun sker vertikale afstrømning og dermed at alt nettonedbør indenfor spildets areal vil nå indvindingsmagasinet.

6.2 Scenarieberegninger med JAGG

Der er beregnet scenarier i JAGG for tre forskellige geologyper:

1. 30 meter homogen vandmættet ler, simuleret i JAGG model A
2. 45 meter homogen vandmættet ler, simuleret i JAGG model A
3. 30 meter mættet ler, hvor de nederste 25 meter er homogen ler som er overlejret af 5 meter opsprækket ler. Normalt antages den opsprækkede øverste opsprækkede del af moræneleren at have en mægtighed på i alt 10 m. Her er det antaget at de øverste 5 meter er umættede og dermed ikke medtaget i beregningerne, da de har meget begrænset betydning for forureningstilbageholdelse.

Scenarie 3 er udført i to forskellige modeltyper. Der er først brugt JAGG opsprækket model B2 for at simulere maksimum koncentration og tid der går til spildet når bunden af den opsprækkede ler. Derefter er maksimum koncentration simuleret i JAGG model A. Tid til gennembrud og maksimum koncentration fra de to modeller er lagt samme til et samlet resultat.

Alle tre valgte geologiske scenarier repræsenterer BNBO'er med et relativt tykt lerlag over indvindingsmagasinet.

For hvert scenarie er der beregnet tre underscenerier med nettonedbør på hhv. 50, 100 og 250 mm/år. Se Bilag 2 for et eksempel på beregningen i JAGG.

6.2.1 Data

Kildeområde

Kildens arealmæssige udbredelse er angivet som 40 m² (4X10 m) beregnet på baggrund af en spildstørrelse på 4000 l og en effektive porøsitet i det øverste jordlag på 10 %.

For geologiscenarie 1 og 2 er kilden og dermed kildestyrken kontinuert. Grunden til at der skal bruges en kontinuert kilde er at der anvendes Model A med homogen vandmættet ler, som kun kan bruges med en kontinuert kilde. For geologiscenarie 3 er der brugt en kontinuert kilde for de øverste 5 m, som er mættet opsprækket ler (model B2) og derefter en kontinuert kilde på maksimum koncentration for simulering i 25 m homogen ler (model A+C). Se afsnit 2.1.1 for forklaring for brug af en kontinuert kilde.

Jordparametre

Der er valgt ler som jordtype med standardværdier fra JAGG jf. Tabel 6.1. Cellerne i Tabel 6.1 markeret med grå anvendes kun i scenarie 3, hvor der beregnes på en model med sprækket ler. For at simulere mættede forhold sættes vandindholdet lig den totale porøsitet samtidigt med at luftindholdet sættes til 0. Der var brugt standardværdier for i JAGG for beregningerne.

Stof

Alle scenarier i JAGG er beregnet med stoffet MCPA med en kildekonzentration på 5.000 mg/l. Der anvendes standardværdier fra JAGG's database for stofs-specifikke egenskaber. Der regnes ikke med nedbrydning.

Tabel 6.1 Jordparameter brugt i simuleringerne.

Jordtype		Ler	Enhed
Vandindhold	θ_w	0,3	
Luftindhold	θ_a	0,1	
Total porøsitet (VL+VV)	n	0,4	
% organisk indhold	foc	0,1	
Bulkmassefylde	ρ	1,62	kg/l
Sprækkeafstand (2B)	2B	5,0	m
Sprækkeåbning (2b)	2b	7,9E-05	m
Bulk-hydraulisk ledningsevne (Kb)	Kb	6,3E-08	m/s

6.2.2 Resultater

Resultaterne for de forskellige geologityper er vist i Tabel 6.2. Hver geologitype er som nævnt ovenfor beregnet i JAGG med tre forskellige størrelser på nettonedbøren; 50, 100 og 250 mm/år. For hvert nettonedbørsscenario er antal år til gennembrud samt antal år til fuldt gennemslag beregnet.

Tabel 6.2 Resultater fra de 3 geologiske scenarier beregnet med JAGG.

Scenarie 1, homogen (ikke opsprækket), mættet 30 meter tyk ler					
Nettonedbør (mm/år)		Gennembrud (år)		Fuldt gennemslag (max. konc.) (år)	
50		130-150		220-240	
100		60-80		100-120	
250		20-30		30-50	
Scenarie 2, homogen (ikke opsprækket), mættet 45 meter tyk ler					
Nettonedbør (mm/år)		Gennembrud (år)		Fuldt gennemslag (max. konc.) (år)	
50		210-230		320-340	
100		100-120		170-180	
250		30-50		50-70	
Scenarie 3, 5 meter mættet sprækket ler overlejrende 25 meter homogent mættet ler					
Nettonedbør (mm/år)	5 meter sprækket		25 meter homogen ler		Samlet tid for fuldt gennemslag gennem både op-sprækket og homogent ler (år)
	Gennem-brud (år)	90% ankomst (år)	Gennem-bruds (år)	Fuldt gennemslag (max. konc.) (år)	
50	0,1	60	110-130	190-210	250-270
100	0,1	15	50-70	80-100	95-115
250	0,1	3	20-30	30-40	33-43

I scenarie 1, beregnet med 30 m homogen mættet ler, ses fuldt gennemslag ved højeste nettonedbør på 250 mm efter 30-50 år. Ved beregningerne med nettonedbør på 50 og 100 mm er der fuldt gennemslag efter hhv. 220-240 og 100-120 år.

Scenarie 2 er beregnet med 45 m homogen mættet ler og der ses fulde gennemslag ved nettonedbør på 50, 100 og 250 mm efter hhv. 320-340, 180-170 og 50-70 år.

Scenarie 3, der er beregnet med 25 meter tyk homogen mættet ler, overlejret af 5 m sprækket mættet ler, viser samlede tider for gennemslag ved 50, 100 og 250 mm nettonedbør på hhv. 110-130, 50-70 og 20-30 år. Der er gennemslag gennem sprækkerne i de øverste 5 m med det samme for alle nettonedbørscenarie. Diffusion mellem sprækkerne og matrix holder MCPA tilbage, så den opnår en 90 % koncentration efter hhv. 60, 15 og 3 år. Da der anvendes en kontinuert kilde vil koncentrationen ved grundvandsmagasinet ultimativt opnå en koncentration lig med spildet (5.000.000 ug/l). Tid til 90 % af maksimum koncentration er hhv. 250 – 270 år, 95 – 115 år og 33 – 43 år, jf. Tabel 6.2

Da alle scenarier er beregnet uden nedbrydning og med kontinuert kilde, betyder det at koncentrationen umiddelbart over grundvandsmagasinet med tiden gradvist vil nå eller tilnærme sig kildestyrken. Det er derfor relevant at anvende JAGG's trin 1 til beregning af effekten af kildenær opblanding i de øverste 0,25 m af magasinet. Der er til trin 1 beregningen anvendt hydrauliske parametre der svarer til egenskaber for opsprækket kalk. Der er anvendt en magasintykkelse på 10 m. Følgende hydrauliske parametre er anvendt for at beskrive magasinets egenskaber:

- Hydraulisk gradient: 0,005 m/m
- Hydraulisk ledningsevne: 5×10^{-5} m/s
- Effektiv porøsitet: 0,1
- Vandmættet porøsitet: 0,45

Tabel 6.3 viser trin 1 beregninger af maksimum koncentrationer der når det øverste 0,25 m i grundvandsmagasinet ved en nettonedbør på hhv. 50, 100 og 250 mm. Da kilden er kontinuert og der ikke regnes med nedbrydning, vil maksimumkoncentrationen ende med at være lig spildets koncentration – og dermed vil max koncentration være den samme for alle scenarier, men med forskellige gennemslagstidspunkter.

Derudover er der beregnet koncentration ved indvinding i en indvindingsboring med en indvinding af hhv. 25.000 m³/år og 250.000 m³/år. Det er ikke muligt at beregne koncentrationen i en indvindingsboring i JAGG, men der kan anvendes den samme beregning der bruges i BRIBE, som er beskrevet i afsnit 2.2.3. I beregningen er der antaget at hele nettonedbøren når magasinet, som beregningerne er foretaget for. I tilfælde hvor der er en horisontal strømning komponent og ikke al nettonedbør i et aktuel BNBO når magasinet, kan man bruge en modelberegnet grundvandsdannelse til magasinet i stedet for nettonedbør. Det vil give en mere retvisende max koncentration i magasinet. Til gengæld vil den beregnede strømningstid med grundvandsdannelse til magasinet i JAGG være overestimeret hvis man ikke opdeler modellen i to eller flere beregninger, som der er gjort i scenarie 3. Dette skyldes, at JAGG i den situation ikke inddrager stempelstrømning fra den mængde af nettonedbør der bliver fjernet via horisontal afstrømning.

Resultaterne af maksimum koncentrationer i både de øverste 0,25 m i grundvandsmagasinet og i indvindingsboringer ses i Tabel 6.3.

Tabel 6.3 Resultater med JAGG Trin 1, som viser koncentration i det øverste 0,25 m af magasinet under spildarealet samt i en indvindingsboring med en indvinding på hhv. 25.000 og 250.000 m³ pr. år

Nettonedbør	Max koncentration µg/l i magasin i forhold til:		
	Øverste 0,25 m i magasinet	Indvindingsboring 25.000 m ³ pr. år	Indvindingsboring 250.000 m ³ pr. år
50 mm/år	460.000	40	4
100 mm/år	843.000	80	8
250 mm/år	1.682.000	200	20

6.2.3 Sammenligning af JAGG-beregningerne og deres grundlag

Scenarie 1 og 3 er begge beregnet med udgangspunkt i en dæklagstykkelse på 30 m, hvor scenarie 3 i modsætning til scenarie 1 er beregnet som tolagsmodel med opsprækket ler i det øverste 5 meter.

Der er væsentlig forskel på resultaterne mellem de geologiske scenarier 1 og 3, hvor begge har et dæklag på 30 m mættet ler, og hvor scenarie 1 ikke er opsprækket og scenarie 3 er opsprækket. Model B2 som inddrager sprækker inkluderer diffusion mellem sprækkerne og matrix. Gennembrud af pesticidet er hurtigere i scenarie 3, da stoffet transporteres/flyttes gennem den opsprækket zone meget hurtigt, før den begynder at strømme igennem 25 m homogen ler. Til gengæld vil transporttid til maksimum koncentration være lidt længere i scenarie 3 end scenarie 1. Det skyldes at pesticidet bliver holdt tilbage i lermatricen i den opsprækkede zone og at det tager mere tid at opnå ligevægt med koncentration i den kontinuerte kilde.

Resultaterne viser at de mest følsomme parametre i JAGG beregningen med hensyn til risikovurderingen af BNBO, når der ikke regnes med nedbrydning, er nettonedbør, effektiv porøsitet og oppumpning fra indvindingsboringen. Da JAGG bruger en stempelstrømningsmodel, hvor vandet "skubbes" ned i forhold til størrelsen af nettonedbør, er hastigheden på gennembrud og maksimum koncentration helt afhængig af størrelsen af nettonedbør. Derudover er beregning af koncentration i både magasinet og indvindingsboring afhængige af nettonedbør.

Ligesom nettonedbør, påvirker effektiv porøsitet hastigheden – jo højere den effektive porøsitet er, desto langsommere vil strømningstiden være. Det er et lineært forhold, hvor strømningstid med en effektiv porøsitet på 10 % vil være dobbelt så hurtig som strømningstiden med en effektiv porøsitet på 20 %. Den effektive porøsitet er vanskelig at fastlægge præcist, og der findes kun få undersøgelser der kortlægger den /13/. Derfor bør man bruge den lave porøsitet i anbefalingerne brugt i grundvandskortlægning /13/ hvis der ikke kommer yderligere anbefalinger fra Miljøstyrelsen specifikt i forhold til BNBO.

Oppumpning fra en indvindingsboring er den sidste følsomme parameter. Dette er dog kun i forhold til opblanding af en forurening under spildarealet med vandet der strømmer til en indvindingsboring. Jo mere der indvindes, desto mere vand vil pesticidet være opløst med.

I alle JAGG scenarieberegninger anvendes der som før nævnt en kontinuert kilde uden nedbrydning. Det betyder, at i JAGGs vertikale modul vil maksimum koncentrationen af pesticidet i vandet der strømmer til magasinet være lige med spildkoncentration uden at inddrage en aftagende kilde eller nedbrydning i den vertikale modul. Dermed er det kun nødvendigt at anvende JAGG trin 1 for at beregne maksimum koncentrationen i grundvandsmagasinet. Hvis beregningsmodulet for aftagende kilde og/eller nedbrydning anvendes i den vertikale modul, kræver det detaljeret og sikker viden om spildvarighed (se afsnit 2.1.1 og 2.1.2) og evt. oprensingsgrad.

6.3 BRIBE

Der er udført simuleringer på fire forskellige geologiske profiler, med de tre forskellige nedbørsscenarier og tre forskellige oppumpningsscenarier. Opsætning af BRIBE ses i Bilag 4.

6.3.1 Geologiske egenskaber

Hydraulisk ledningsevne

Den hydrauliske ledningsevne anvendes kun i BRIBE hvis der regnes med afstrømning. Den har således ingen indflydelse på resultaterne hvis der kun regnes på vertikal strømning.

For den mættede zone anvendes der de højeste hydrauliske ledningsevner anbefalet af GEUS i forhold til hydrologisk modellering /7/, se Tabel 5.2.

Såfremt der var blevet regnet med horisontal afstrømning i denne opgave ville der være blevet anvendt følgende hydrauliske ledningsevner for at få den mest konservative tilgang for simuleringerne: sand - $1 \cdot 10^{-3}$ m/s, opsprækket ler - $1 \cdot 10^{-6}$ m/s, ikke opsprækket ler - $1 \cdot 10^{-7}$ m/s, og opsprækket kalk - $1 \cdot 10^{-4}$ m/s. De valgte parametre giver de hurtigste strømningshastigheder og er dermed de meste konservative, men stadig realistiske værdier.

Effektiv porøsitet

Den anvendte effektive porøsitet er baseret på grundvandskortlægningens anbefalinger mht. afgrænsning af indvindings- og grundvandsdannende oplande /13/, se Tabel 5.3. De valgte porøsiteter er valgt så højt som muligt for at sikre en hurtig transporttid og dermed en konservativ beregning. Derudover, er det valgt, at grænsen mellem opsprækket og ikke opsprækket ler ligger 10 m.u.t., og grænsen mellem umættet og mættet zone ligger 5 m.u.t.

6.3.2 Geologiske profiler

Der er opstillet fire forskellige geologiske profiler, repræsentative for geologiske indvindingsforhold på Sjælland, som der foretages simuleringer på. Nedenfor ses forskellige geologiske profiler og de tilhørende hydrauliske ledningsevner og effektive porøsiteter, som er anvendt og baseret på afsnit 6.3.1. I alle fire scenarier er der en umættet zone på fem meter. I scenarie 1-3 indvindes der fra kalken, og der er forskellige variationer af overliggende lag med opsprækket og ikke opsprækket ler. I scenarie 2 indgår desuden et sandmagasin i lagfølgen. I scenarie 4 indvindes der fra et sandmagasin, og der er en ringere lertykkelse end i de andre scenarier. I forhold til JAGG svarer JAGG scenarie 1 til BRIBE scenarie 3 og JAGG scenarie 3 svarer til BRIBE scenarie 1.

Med en lavere porøsitet bliver transporthastigheden 2,5 gange hurtigere i opsprækket ler versus i ikke opsprækket ler og 3 gange hurtigere i opsprækket ler versus i sand ved samme nettonedbør/grundvandsdannelse og samme sorptionsegenskaber. Da den hydrauliske ledningsevne er væsentlig lavere for lerede sedimenter end for sandede sedimenter bliver grundvandsdannelsen generelt lavere for lerede profiler. Den væsentligste forskel på sand og opsprækket/ikke-opsprækket ler er porøsiteten.

Scenarie 1

m.u.t.	Lag	Hydraulisk Ledningsevne [m/s]	Effektiv porøsitet [%]
0-0,3	Toplag (Lerjord)	$1 \cdot 10^{-8}$	10
0,3-5	Ler, umættet, opsprækket	$1 \cdot 10^{-6}$	10
5-10	Ler, mættet, opsprækket	$1 \cdot 10^{-6}$	10
10-35	Ler, mættet, ikke opsprækket	$1 \cdot 10^{-7}$	25
35-40	Kalk, opsprækket	$1 \cdot 10^{-4}$	10

Scenarie 2

m.u.t.	Lag	Hydraulisk Ledningsevne [m/s]	Effektiv porøsitet [%]
0-0,3	Toplag (Lerjord)	$1 \cdot 10^{-8}$	10
0,3-5	Ler, umættet, opsprækket	$1 \cdot 10^{-6}$	10
5-10	Ler, mættet, opsprækket	$1 \cdot 10^{-6}$	10
10-15	Ler, mættet, ikke opsprækket	$1 \cdot 10^{-7}$	25
15-20	Sand	$1 \cdot 10^{-3}$	30
20-35	Ler, mættet, ikke opsprækket	$1 \cdot 10^{-7}$	25
35-40	Kalk, opsprækket	$1 \cdot 10^{-4}$	10

Scenarie 3

m.u.t.	Lag	Hydraulisk Ledningsevne [m/s]	Effektiv porøsitet [%]
0-0,3	Toplag (Lerjord)	$1 \cdot 10^{-8}$	10
0,3-5	Ler, umættet, ikke opsprækket	$1 \cdot 10^{-7}$	25
5-35	Ler, mættet, ikke opsprækket	$1 \cdot 10^{-7}$	25
35-40	Kalk, opsprækket	$1 \cdot 10^{-4}$	10

Scenarie 4

m.u.t.	Lag	Hydraulisk Ledningsevne [m/s]	Effektiv porøsitet [%]
0-0,3	Toplag (Lerjord)	$1 \cdot 10^{-8}$	10
0,3-5	Ler, umættet, opsprækket	$1 \cdot 10^{-6}$	10
5-10	Ler, mættet, opsprækket	$1 \cdot 10^{-6}$	10
10-15	Ler, mættet, ikke opsprækket	$1 \cdot 10^{-7}$	25
15-20	Sand	$1 \cdot 10^{-3}$	30

Tabel 6.4: Anvendte geologiske scenarier med tilhørende anvendte hydrogeologiske parametre i BRIBE beregninger.

6.3.3 Årlig oppumpning

Der er anvendt tre forskellige oppumpningsscenarier i beregningerne: ingen oppumpning ~ 1 m³/år, lille indvinding på 25.000 m³/år og stor indvinding på 250.000 m³/år. I BRIBE er det ikke muligt at sætte en indvinding til 0 m³. For at beregne hvor meget af et spild der kommer til et grundvandsmagasin uden at der sker opblanding i den oppumpede vandmængde er det derfor nødvendigt at angive en indvinding på 1 m³, max koncentrationen vil så blive divideret med 1.

6.3.4 BRIBE Resultater

I simuleringerne for spild af MCPA i BRIBE er der ikke ændret ved følgende egenskaber for sedimenterne: tør bulkdensitet, dispersivitet, K_{oc} , Henrys konstant og K_d . Da der ikke regnes med nedbrydning i simuleringerne, er halveringstiden i hvert enkelt sediment sat til 10.000.000.000 år. Spildarealet er for scenarie 1, 2 og 4 beregnet til at være 40 m². Spildarealet for scenarie 3 er beregnet til at være 19,5 m². Grunden til denne forskel skyldes, at der er en højere effektiv porøsitet for den umættede ikke opsprækkede ler i scenarie 3 end der er for den umættede, opsprækkede ler i de andre scenarier.

Som tidligere beskrevet regnes der på et spild hvor 80 % oprensnes. Som beskrevet i afsnit 2.2.3 – spildareal og indtrængningsdybde fremgår det, at der er 2 forskellige metoder at foretage beregninger på af en %-vis oprensning af et spild. I dette notat er metoden med at reducerer koncentrationen anvendt.

Resultaterne af de forskellige simuleringer fremgår af Tabel 5.7.

Tabel 6.5: BRIBE beregninger for 4.000 liter MCPA spild ved fire forskellige geologiske scenarier.

	Scenarie	Max koncentration µg/l i magasin i forhold til indvinding			Transport tid - År		
		Ingen indvinding	25.000 m ³ pr. år	250.000 m ³ pr. år	Tid til 0,01 µg/l	Tid til 0,1 µg/l	Tid over 0,1 µg/l
50 mm/år	1	5.064	0,203	0,020	126	128	54
	2	4.297	0,172	0,017	130	132	55
	3	2.192	0,088	0,009	149	152	61
	4	58.347	2,334	0,233	53	55	42
100 mm/år	1	73.056	2,922	0,292	62	63	29
	2	66.095	2,644	0,264	64	65	30
	3	31.535	1,791	0,179	67	69	48
	4	298.709	11,948	1,195	26	27	22
250 mm/år	1	599.386	23,975	2,398	25	25	12
	2	563.646	22,546	2,255	25	26	13
	3	452.919	18,117	1,812	29	30	14
	4	1.314.372	52,575	5,258	10	11	9

Tid til 0,01 µg/l, tid til 0,1 µg/l og tid over 0,1 µg/l er henholdsvis den tid der går fra spildet sker til detektionsgrænsen er nået i grundvandsmagasinet/indvindingsboringen, den tid der går fra spildet sker til grænseværdien er nået i grundvandsmagasinet/indvindingsboringen og hvor lang tid koncentrationen er over grænseværdien på 0,1 µg/l. Med et spild af 4.000 liter MCPA med en koncentration på 5 g/l og efterfølgende en oprensning på 80% til en koncentration på 1 g/l vil der nå mellem 0,009 µg og 1.314.372 µg pr. liter til grundvandsmagasinet/ indvindingsboringen afhængigt af grundvandsdannelse, oppumpning og geologi.

Det vil desuden tage 10 til 149 år før stoffet kan detekteres i grundvandsanalyser og mellem 11 og 152 år før kvalitetskravet for grundvand er overskredet. Før spildet igen er under grænseværdien i grundvandsmagasinet/indvindingsboringen vil der yderligere gå mellem 9 og 61 år.

Uafhængigt af de geologiske forskelle, der er imellem de fire scenarier, ses det af Tabel 6.5, at jo højere grundvandsdannelsen er, jo mere vil der blive ført af spildstoffet til det primære magasin og jo højere koncentration vil der derved være i indvindingsboringen. Det ses desuden, at jo højere indvindingen er, des mindre vil koncentrationen blive i indvindingsboringen, da der sker en opblanding af den nedsivende spildmængde med tilstrømmende grundvand fra indvindingsoplandet tilhørende indvindingsboringen.

Sammenlignes de fire scenarier, ses det, at den mindre lertykkelse i scenarie 4 versus de andre scenarier har stor betydning for, hvor meget af spildet der siver til grundvandsmagasinet. Det ses desuden, at sandlaget i scenarie 2 mindsker max koncentrationen i grundvandsmagasinet i forhold til scenarie 1, hvilket skyldes den højere porøsitet for sandet. De 10 m opsprækket ler i scenarie 1 versus ingen opsprækket ler i scenarie 3 gør, at maxkoncentrationen i magasinet bliver 2,5-3 gange større.

6.3.4.1 Følsomme parametre

Resultaterne viser at de mest følsomme parametre med størst indflydelse på resultaterne af BRIBE beregningerne er, når der ikke regnes med nedbrydning, nettonedbør, effektiv porøsitet, hydraulisk konduktivitet (hvis der regnes med horisontal afstrømning), oppumpning og cellehøjde.

BRIBE anvender, ligesom JAGG, stempelstrømning. Dermed er hastigheden på gennembrud og maksimum koncentration også helt afhængige af størrelsen af nettonedbør. Derudover er, beregning af koncentration i både magasinet og en indvindingsboring helt afhængige af nettonedbør. Størrelsen af nettonedbør har stor betydning for den endelige max-koncentration i BRIBE - 5 gange højere nettonedbør giver en stigning på 23 gange af max-koncentrationen.

Desuden har den effektive porøsitet direkte indflydelse på max koncentrationen, direkte proportional med størrelsesforskellen i porøsiteterne - på samme måde som beregninger med JAGG. Der henvises til anbefalingerne anvendt i grundvandskortlægning /13/ hvis der ikke kommer yderligere anbefalinger fra Miljøstyrelsen specifikke i forhold til BNBO.

Den hydrauliske konduktivitet anvendes i beregninger med horisontal afstrømning (ikke anvendt i denne rapport, bortset fra beregning af opblanding i det øverste 0,25 m i JAGG Trin 1).

Som det fremgår af Ligning 1, på side 13 har størrelsen af oppumpning fra boringen stor indflydelse på hvor meget det nedsivende spild vil blive fortyndet og er direkte proportional med størrelsen af nedsivningen. Jo mere der indvindes, des mere vand vil pesticidet være opløst med.

Størrelsen af cellehøjden er styrende for længden af tidsskridt. Ændres cellehøjden fra 0,05 m til 0,1 m betyder det en reduktion i max koncentrationen på ca. 30%. Tiden der går indtil koncentrationen i grundvandsmagasinet/indvindingsboringen når henholdsvis detektionsgrænsen/grænseværdien falder med ca. 10 % og tiden indtil koncentrationen er over grænseværdien stiger med ca. 40%.

7. OPSUMERING

JAGG og BRIBE er to værktøjer, der ifølge BNBO-vejledningen /8/ kan bruges til at vurdere risikoen i en BNBO i forhold til et spild eller uheld. Beregninger kan bruges til at estimere, hvor lang tid, der vil gå, før pesticidet vil nå grundvandsmagasinet, og i hvilke koncentrationer stoffet kan forventes. Dette vil understøtte den endelige vurdering af, hvorvidt BNBOet er så beskyttet, at der ikke er behov for indsatser mod erhvervsmæssig brug af pesticider.

JAGG kan beregne stoftransport gennem mættede dæklag til det første betydende grundvandsmagasin. I JAGG-beregningen antager modellen i tilfælde af et spild, at pesticidet opblandet i marksprøjten strømmer ned til grundvandspejlet, og derefter foretages beregningen af transport af det opløste pesticid i den mættede zone. Inputdata for beregninger i JAGG er meget enkle, idet der blot kræves data om nettonedbør, tykkelsen af dæklag over magasinet, og opsprækning af moræneler. For JAGG Trin 1 skal der desuden også anvendes data om gradient og hydrauliske ledningsevne i magasinet.

Scenarieregninger i JAGG viser, at i homogen mættet ler (JAGG model A+C) vil den maksimumkoncentration, der strømmer til magasinet med tid blive lig med pesticidets koncentration i marksprøjten, når der ikke regnes med nedbrydning. Koncentrationsudviklingen er uafhængig af størrelsen af nettonedbør. Opblanding i den øverste 0,25 m af magasinet reducerer koncentrationen, men den er stadigvæk meget høj. Transporttid gennem den mættede zone kan beregnes med JAGG. Transporttid er afhængige af tykkelsen af mættet ler og størrelsen af nettonedbør. JAGG kan kun beregne transporttid og opblanding til det først betydende magasin. Når man beregner transporttid til indvindingsmagasinet og koncentration i en indvindingsboring ser man dermed bort fra evt. sekundære magasiner, der ligger over indvindingsmagasinet.

I BRIBE foretages beregninger for strømning gennem et geologisk profil med flere forskellige dæklag i både den umættede og mættede zone. BRIBE skal have mere input data end JAGG, som inkluderer nettonedbør, dybden til grundvandspejl, geologiske lag og evt. magasin-specifikke grundvandsdannelse. BRIBE har den fordel at det kan simulere stoftransport hele vejen til indvindingsmagasinet.

BRIBE bruger pesticidets koncentration i marksprøjten i beregningen hvilket kan medføre beregningsresultater med højere koncentrationer i grundvandet end pesticidets opløselighed i vand; det vil sige at modellen simulerer, at der kan komme fri fase af pesticidet helt ned til grundvandsmagasinet.

Scenarieregninger i BRIBE viser at der strømmer meget høje pesticidkoncentrationer til indvindingsmagasinet. Koncentrationen er afhængig af størrelsen af nettonedbør og tykkelsen af lerlaget over magasinet. I alle tilfælde er der en flux til magasinet på mere end 2.000 µg/l og så høj som over 1.300.000 µg/l. Det vil have en stor betydning for indvinding, hvor der med en indvinding på 250.000 m³/år vil ses mindst 1,8 µg/l i en boring hvor nettonedbør er 250 mm/år. Til gengæld er transporttiden relativt lang, hvor tiden til en koncentration af 0,1 µg/l er minimum 9 år med en nettonedbør af 250 mm/år, og over 40 år med en nettonedbør af 50 mm/år.

Beregning fra begge værktøjer viser at der vil komme meget høje indhold af pesticider til grundvandet i tilfælde af et spild eller uheld. Dermed vil modelberegninger ofte ikke kunne udelukke, at et spild vil kunne udgøre en risiko for grundvand eller indvinding. I eksemplerne gennemgået her, er der ikke medtaget nedbrydning af stoffet eller horisontal advektiv opblanding og transport i både lerlagene og sekundære magasiner som ligger mellem indvindingsmagasin og terrænet. Hvis der er lokale data for nedbrydning henholdsvis horisontal opblanding, kan disse

forhold inddrages i beregningerne. Det skal dog samtidig nævnes, at der sjældent findes lokalspecifikke data for nedbrydningshastigheden.

Der er udvalgte parametre som er meget styrende for det endelige resultat af beregning af max-koncentration. Det er parametre som effektiv porøsitet, hydraulisk konduktivitet, nettonedbør, cellehøjde og oppumpning. Alle parametre kan hver især have op til 30-40 % indflydelse på resultatet. Oppumpning har desuden også stor indflydelse på beregningsresultaterne.

8. REFERENCER

- /1/ Miljøstyrelsen, 2016. Manual for program til risikovurdering – JAGG 2.1. ISBN: 978-87-93529-0. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/09/978-87-93529-09-0.pdf>
- /2/ Aarhus Kommune, 2014. BRIBE - Version 3.1: Dokumentation og brugervejledning. Udarbejdet af COWI for Aarhus Kommune med støtte fra Naturstyrelsens tilskudsordning.
- /3/ Miljøstyrelsen, 2016. GrundRisk: Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 1865. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/11/978-87-93529-34-2.pdf>
- /4/ Miljøstyrelsen, 2019. Afprøvning af GrundRisk Risikovurdering: Pesticidpunktkilder. Miljøprojekt nr. 2105. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2019/10/978-87-7038-115-4.pdf>
- /5/ GEUS, 2019. DK-model – Den Nationale Vandressource Model. Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. Rapport 2019/31. http://dk.vandmodel.dk/media/21560/geusrapport2019_31_dkmodel2019_web-1.pdf
- /6/ Miljøministeriet, 2013, Byudvikling og risiko for forurening af grundvandet med pesticider, ISBN 78-87-7279-628-4, udarbejdet af Rambøll for Naturstyrelsen.
- /7/ GEUS, 2017. Geovejledning 2017_1: God praksis i hydrologisk modellering. <https://www.geovejledning.dk/xpdf/Geovejledning1-2017-Hydrologisk-Geovejledning.pdf>
- /8/ Miljøstyrelsen, 2020. Vejledning om boringsnære beskyttelsesområder (BNBO) <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/06/978-87-7038-195-6.pdf>
- /9/ Klint KE, Nilsson B, Troldborg L, og Jakobsen PR, 2013. A poly morphological landform approach for hydrogeological application in heterogenous glacial sediments. Hydrogeolgy Journal, v. 21, nr. 6, 1247 – 1264.
- /10/ SEGES, 2020. Middeldatabasen for landbrug og fødevarer. <https://middeldatabasen.dk/>
- /11/ Thomassen, P. 2018. Når marksprøjten vælter – akut indsats og håndhævelse. ATV møde nr. 28 – Nyt om pesticider, 20. juni 2018.
- /12/ Manual til BRIBE – beregningsværktøj til risikovurdering af forureninger indenfor BNBO, 2013.
- /13/ Naturstyrelsen, 2014. Præcisering af anbefalinger i GeoVejledning 2 mht. afgrænsning af indvindings- og grundvandsdannende oplande.
- /14/ Miljøstyrelsen, 1998. Vejledning nr. 6 – Oprydning på forurenede lokaliteter. Side 66.

9. BILAG 1

1. VERTIKALE STRØMNING I ET BNBO

Grundvand strømmer fra områder med højt potentiale (højt vandtryk) til områder med lavt potentiale (lavt vandtryk). Det gælder både vertikal og horisontal strømning der foregår i den mættede zone. Indenfor BNBO er det hovedsageligt vertikal strømning fra terrænet til indvindingsmagasin man er interesseret i, da den horisontale strømning kun vil være over kort afstand og afgrænset til 1-års transporttid.

Grundvandsspejlet er defineret som overgangen mellem den umættede og mættede zone i undergrunden. Grundvandsspejlet kan ses i alle jordlag på Sjælland, inklusive sand, ler, og kalk. Hvis grundvandsspejlet ligger midt i et grundvandsmagasin vil magasinet være frit. I de tilfælde vil grundvandsmagasinet have et potentiale lig med grundvandsspejlet. I tilfælde hvor et grundvandsmagasin er helt mættet og overlejret af aflejringer med en dårligere hydrologisk ledningsevne vil magasinet være spændt. Her vil potentiale ligger over selve magasinet top og vil afvige fra – enten være højere eller lavere – end grundvandsspejlet. I tilfælde hvor der er flere grundvandsmagasiner afskåret med aflejringer med dårlig hydrologisk ledningsevne (typisk ler), vil potentialer i magasinerne være forskellige.

Den vertikale strømning i en BNBO er afhængige af forskellen i potentiale mellem de forskellige grundvandsmagasiner i et givent område. Ifølge Darcys lov gælder at, jo større gradienten er desto hurtigere vil grundvandstrømning være. Når det handler om vertikale strømning gælder det, at hvis potentialet i et højereliggende magasin (eller grundvandsspejl) er højere end potentialet i en dybere magasin, vil gradienten, og dermed grundvandsstrømning, være nedadrettet. Derimod, hvis potentialet er højere i det dybereliggende magasin, vil gradienten, og grundvandsstrømning være opadrettet.

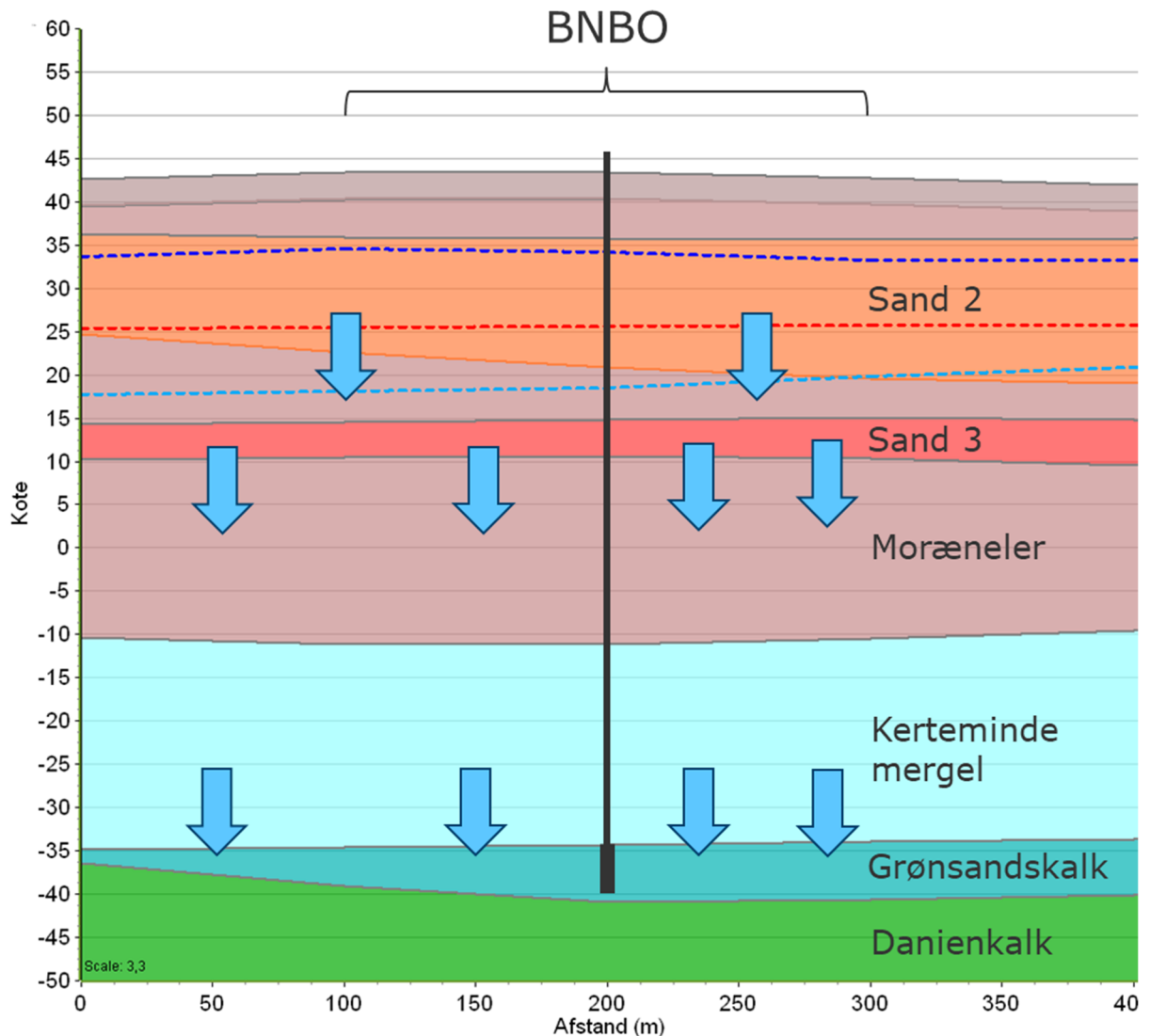
Når der er tale om, at der er to eller flere grundvandsmagasiner til stede, som er meget typiske på Sjælland, kan der opstå tre forskellige forhold i gradienten mellem magasinerne og grundvandsspejlet. Det inkluderer:

1. Alle gradienter er nedadrettet. Det er det meste hyppige forhold på Sjælland og sker når grundvandsspejlet ligger højest og potentialet falder forholdsvis i de dybere magasiner. I dette tilfælde kunne grundvandsdannelse der sker i et BNBO, og en evt. forurening indenfor BNBO teoretisk set, nå alle magasiner, inklusive indvindingsmagasinet. Figur 1 viser et eksempel på nedadrettet gradient mellem alle magasiner.
2. Alle gradienter er opadrettet. Dette sker typisk i lavtliggende områder, især ved kysten og ådale. I dette tilfælde vil grundvandet strømme mod terrænet – det er her hvor grundvandet ofte afstrømmer til overflade recipienter, som søer, vandløb, moser og dræn. Figur 2 viser et eksempel på opadrettet gradient mellem alle magasiner. Hvis alle gradienter mellem grundvandsspejlet og magasinerne i et BNBO er opadrettet vil der, som regel, ikke ske grundvandsdannelse indenfor BNBO og nettonedbør vil enten være 0 mm eller negativ. Der kan dog være tilfælde hvor der er positive nettonedbør sammen med en opadrettet gradient mellem alle magasiner. I dette tilfælde vil grundvandet lige under grundvandsspejlet strømme horisontalt igennem f.eks. et frit sandlag eller opsprækket ler, jf. Figur 2.
3. Nogen gradienter er opadrettet og nogen nedadrettet. Dette tilfælde er mere sjældent og ofte er meget lokalt. Det kan ske på grund af lokale geologiske forhold, især hvor der er tykke lerlag mellem de øvre og nedre magasiner, eller nedsenkning på grund af, at indvinding i et dybere magasin har vendt gradienten fra opadrettet til nedadrettet. Figur 3 viser et eksempel, hvor potentiale i Sand 2 er højere end Sand 3, hvor en boring er filtersat i. Omkring boringen er potentialet i Sand 2 artesiske (over terrænet) og

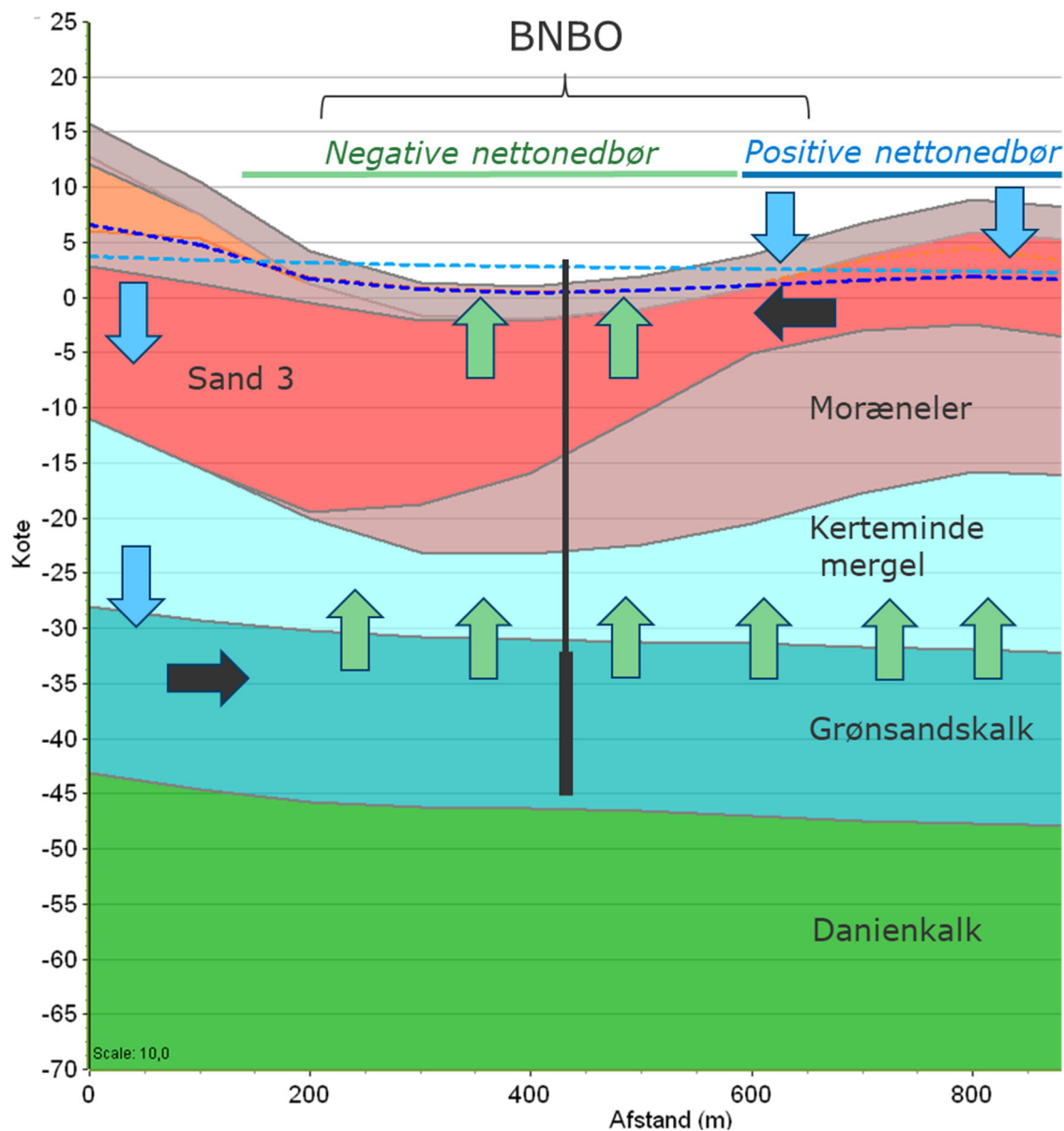
gradienten mellem Sand 2 og det øverste grundvandsspejl vil være opadrettet. Til gengæld, i Sand 3 er potentialet 5 – 10 m lavere end i Sand 2, og der er dermed nedadrettet gradient mellem Sand 2 og Sand 3.

Det skal bemærkes, at gradienten kan ændres under indvinding. Figur 4 viser et eksempel på hvordan indvinding kan vende gradienten mellem magasiner. I dette eksempel foregår indvinding i grønsandskalk, som indenfor BNBO har et potentiale der under ro er højere end terrænet (artesiske forhold – den stiplede blå streg i Figur 4). Når indvinding påbegyndes med en høj ydelse, falder potentialet i magasinet med ca. 8 m omkring indvindingsboringen. Resultatet er, at potentialet nu er 3 til 4 m under grundvandsspejlet (den prikkede lilla streg i Figur 4), og gradienten er nu nedadrettet. Til gengæld, hvis der bruges en mindre ydelse, kan nedsænkningen omkring boringen være mindre (viste som den prikkede grøn streg i Figur 4) og en opadrettet gradient indenfor boringens BNBO kan bibeholdes.

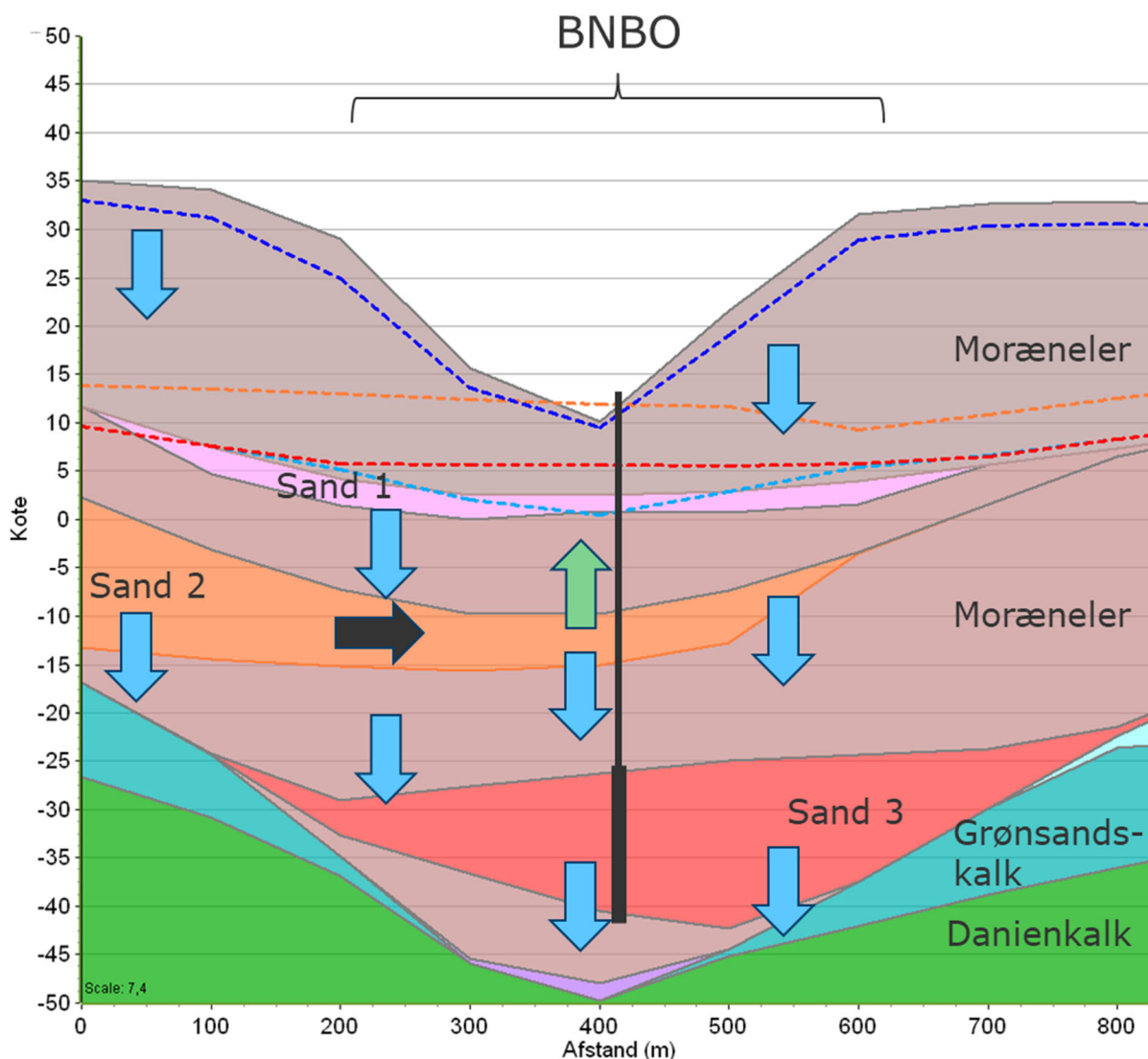
For at beregne gradienten skal der være data for potentiale i alle magasiner og grundvandsspejlet. Den bedste måde er at bruge pejlinger fra borer i nærheden filtersat i de forskellige magasiner. Men der er ofte ikke borer filtersat i alle magasiner, og derfor skal der bruges, som alternativ, beregnede potentiale fra grundvandsmodeller.



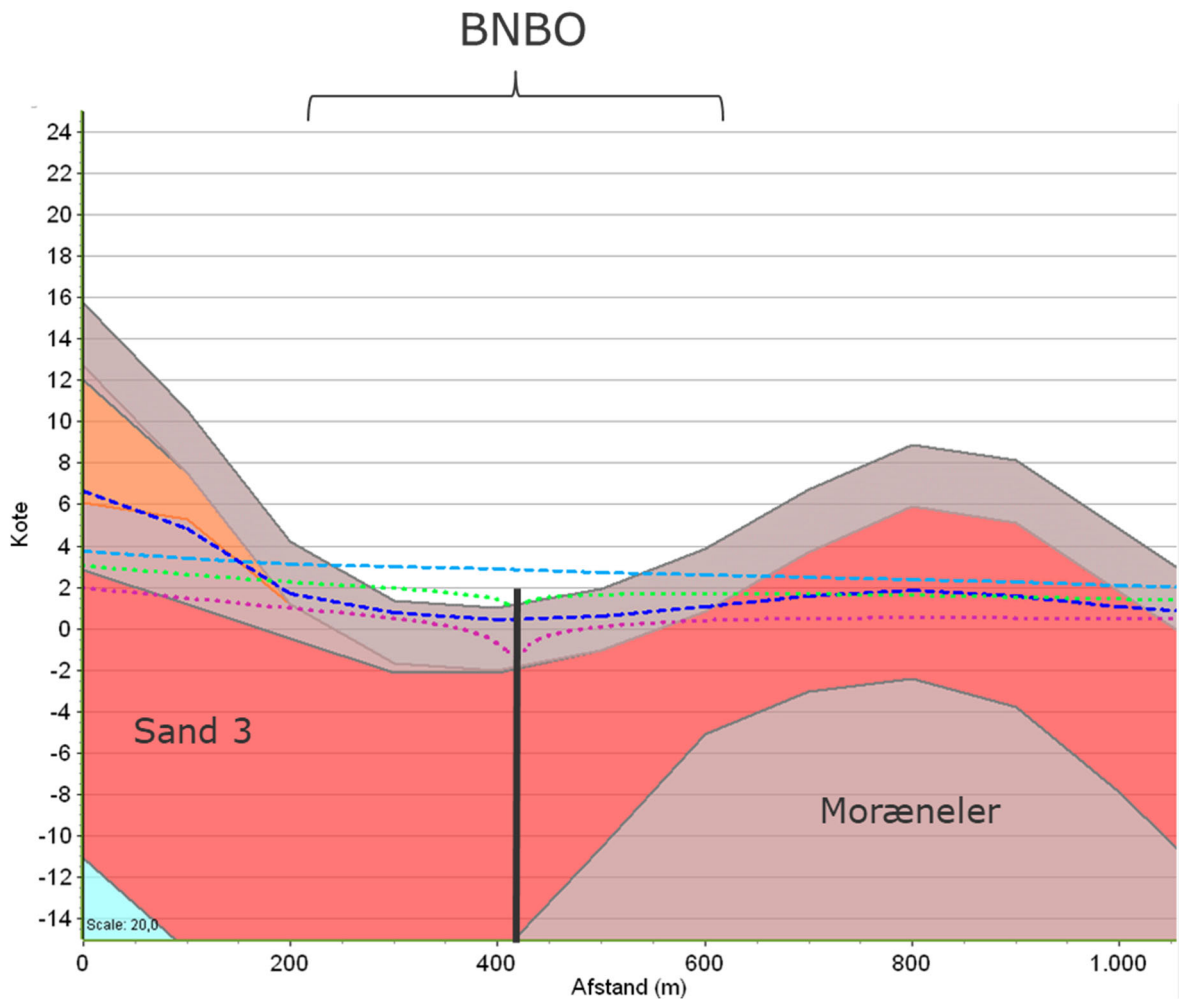
Figur 1 Profil over en teoretisk BNBO hvor gradienten er nedadrettet mellem det øverste grundvandspejl (stiplede mørkeblå streg), og alle magasinerne. Den stiplede røde streg viser potentialet i Sand 3 og den stiplede lyseblå streg viser potentialet i Grønsandskalk. Boringen ligger i midten af profilen.



Figur 2 Profil over en teoretisk BNBO hvor gradienten er fra indvindingsmagasinet (Grønsandskalk) er opadrettet indenfor BNBO. Den stiplede mørkeblå streg viser grundvandspejl og potentiale i Sand 3 og den stiplede lyseblå streg viser potentialet i Grønsandskalk. Lyseblå pil viser hvor der er nedadrettet gradient og lysegrøn pil viser hvor der er opadrettet gradient. Den sorte pil viser horisontale strømning i grønsandskalk mellem området med nedadrettet gradient og opadrettet gradient. Boringen ligger i midten af profilen.



Figur 3 Profil over en teoretisk BNBO hvor gradienten er opadrettet mellem Sand 2 og grundvandsspejlet (den stiplede mørkeblå streg) indenfor en mindre del af BNBO, men nedadrettet mellem alle andre magasiner. Den stiplede orange streg viser potentialet i Sand 2, den stiplede røde streg viser potentialet i Sand 3 og den stiplede lyseblå streg viser potentialet i Grønsandskalk. Lyseblå pil viser hvor der er nedadrettet gradient og lysegrøn pil viser hvor der er opadrettet gradient. Den sorte pil viser grundvandsstrømning i Sand 2 mellem område med nedadrettet og opadrettet gradient. Boringen ligger i midten af profilen.



Figur 4 Profil over de øverste 30 m i den teoretiske BNBO vist i Figur 2. Indvinding i eksemplet foregår fra Grønsandskalk. Rovandsspejl for Grønsandskalk er den stiplede lyseblå streg, driftsvandspejl med en lav ydelse er viste med lysegrøn prikker og driftsvandspejl med en høj ydelse er viste med lilla prikker. Den stiplede mørkeblå streg viser den øverste grundvandspejl.

10. BILAG 2

JAGG BRUGERFLADE

Der er valgt at vedlægge brugerfladen for de 2 hovedtyper af beregningsmodeller der er anvendt i rapporten, nemlig Model A+C som beregner en kontinuert kilde med et enkelt homogent lag og Model B2 der beregner en kontinuert kilde i sprækket ler.

Der findes i JAGG tilgængelige standardværdier for forskellige geologier, forureningsstoffer mm. Alle standardværdier kan overskrives, hvis der for en given lokalitet findes mere detaljerede og korrekte data.

Inputdata – enkeltstoffer

Brugerflade for input af dataet. Felterne der skal vælges eller skrives markeres med rød cirkel.

Kemiske data og fugacitet for enkeltstoffer

Lokaliteten
 Lokalitetsnavn: test JAGG-BRIBE
 Adresse: _____ Postnr./By: _____
 Loka: _____ Projekt nr.: _____
 Beregning udføres for: MCPA

Opstart: _____ Dataark: _____ Grundvand: _____
 Olie & benzin: _____ Udskrift: _____ Indeklima: _____
 Nulstil værdier: _____ Vejledning: _____ Udeluft: _____

Jordtype Vælg jordart for fugacitetsberegning eller indtast egne jordartsdata

Jordtype	Poreluft-volumen V_L	Vand-indhold V_V	Samlet porositet $\approx V_L + V_V$	Volumen af jordskellet V_J	Korn-rumvægt (kg/l) d	Bulk-massefyldte (kg/l) ρ	% Indhold organisk kulstof f_{oc}
Jordtype	0,00 - 0,25	0,20 - 0,40	0,4	0,6	2,7 - 2,8	1,62	0,1
Egen liste	0,1	0,3			2,7		

Kemiske data Vælg stof for fugacitetsberegning eller indtast egne stoffs specifikke data

Stof	Egen liste	Stof 2	Egen liste	Stof 3	Egen liste	Stof 4	Egen liste
Stofnavn	MCPA						
$M_{L,max}$	0	0	0	0	0	0	0
$M_{V,max}$	82.170	0	0	0	0	0	0
$M_{J,max}$	11	0	0	0	0	0	0
Mættede damptryk, $C_{L,max}$	0						
Maksimal fordeling, luft f_L	0,000						
Maksimal fordeling, vand f_V	1,000						
Maksimal fordeling, jord f_J	0,000						

Fugacitet For hvert stof indtast målepunkt og evt prøvetagningsdato samt den målte værdi

Målepunkt	Dato	Stof 1	Stof 2	Stof 3	Stof 4
Målt konc. i poreluft C_L					
Beregnet jordkoncentration C_t		0	0	0	0
Beregnet vandskoncentration C_V		0	0	0	0
Målt konc. i grundvand C_V		5000			
Beregnet poreluftskonc. C_L		0,001862226	0	0	0
Beregnet jordkonc. C_t		926,0544193	0	0	0
Målt konc. i jorden C_t					
Beregnet poreluftskonc. C_L		0	0	0	0
Beregnet vandskoncentration C_V		0	0	0	0
Fri fase?		Risiko for frifase	nej	nej	nej
Anvendt Brugerdata		Nej	Nej	Nej	Nej

Kontinuert kilde, mættet homogen ler (model A+C)

Vertikal transport til det førstkomende betydende grundvandsmagasin

Lokaltetsnavn: test JAGG-BRIBE
 Adresse: _____ Postnr./By: _____
 Lokaltetsnummer: _____ Projekt nr.: _____
 Beregning udføres for: MCPA

Overfør værdier
 Nulstil værdier
 Grundvand
 Udeluft
 Vejledning
 Indeklima

Der skal vælges mellem de følgende beregningsmodeller for vertikal transport af organiske stoffer igennem et jordlag ned til førstkomende grundvandsmagasin

Model A+C*	Model B DTU V1D model 1a**	Model B DTU V1D model 1b**	Model B DTU V1D model 2**
<input checked="" type="radio"/> Kontinuer kilde Homogent vandmættet ler eller umættet ler el. sand	<input type="radio"/> Aftagende kilde med en kendt spildperiode Sprækketransport	<input type="radio"/> Kontinuer kilde Sprækketransport	<input type="radio"/> Aftagende kilde Diffusion fra matrix til sprække Sprækketransport
Stationære forhold kan opnås. Kontinuer kilde. Dermed kan der beregnes en flux og en koncentration, som kan overføres til	Indledende stigende og herefter faldende koncentrationsbidrag til det førstkomende grundvandsmagasin.	Stationære forhold kan opnås. Kontinuer kilde. Dermed kan der beregnes en flux og koncentration, som kan overføres til grundvandsmodulet.	Aftagende koncentrationsbidrag til førstkomende grundvandsmagasin, da kilden i matrix udvaskes.

Der henvises til følgende Miljøprojekter:
 * JAGG 2 - Vertikal transport ned til førstkomende betydende magasin. Christensen, A.G., Binning, P. J., Troldeborg, M., Kjeldsen, P. og Broholm, M. Miljøprojekt nr. 1828, 2016. Miljøstyrelsen
 ** A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. <http://www.sara.env.dtu.dk/Modelvaerktoejer>

Kildeområde Indtast data om kildeområde. Bemærkning

Længde af kildeområde Y m
 Bredde af kildeområde X m Areal af det forurenede område m²

Nettonedbør N mm/år
 Kommune/Egn _____

Åfstand til grundvandsspejl z m Til top af magasin
 Porevandshastighed Vw m/år (Porevandshastigheden vises kun efter indtastning af jordparametre)

Normalinterval (stiger med afstand z) 2-20 m Beregnet iht. z jf. app. 5.8 figur 2.0 Brugerdata
 Longitudinal dispersivitet α_w

Varighed af spild (DTUVID-model 1a) a år DTU V1D model 1a er ikke valgt og dette felt skal derfor være tomt

Jordparametre Vælg jordart for fugacitetsberegning eller indtast egne jordarts data Bemærkning

Jordtype	Poreluft-volumen V_t	Vand-indhold V_v	Samlet porøsitet $s=V_t+V_v$	Volumen af jordskallet V_d	Korn-rumvægt (kg/l) d	Bulkmassefylde (kg/l) p	af organisk kulstof f_{oc}
Ler	0,00 - 0,25 0,1	0,20 - 0,40 0,3	0,4	0,6	2,7 - 2,8 2,7	1,62	0,1

Ved sprækketransport Indtast sprækkeegenskaber eller anvend standardforslag

	Standardforslag	Brugerdata	
Sprækkeafstand (2B)	<input type="text" value="5"/> m	<input type="text" value=""/> m	Normalinterval er fra 1 m i oxideret ler (de øvre jordlag - brunt ler) og 5 m i reduceret ler (gråt ler) i større dyber
Sprækkeapertura (2b) <i>Beregnes</i>	<input type="text" value="7,9E-05"/> m	<input type="text" value=""/> m	
Bulk-hydraulisk ledningsevne (K_b)	<input type="text" value="6,30E-08"/> m/s	<input type="text" value=""/> m/s	Normalinterval er fra $2,4 \times 10^{-8}$ m/s i oxideret ler (de øvre jordlag - brunt ler) og $6,3 \times 10^{-8}$ m/s i reduceret ler (gråt ler)

Forurening Data for porevandskoncentration er overført fra fugacitetsmodulet
Indtast eventuelt andre testværdier eller en baggrundsconcentration Bemærkning

Stofnavn (fra enkeltstoffer)	MCPA				
Målepunkt					
Dato					
Porevandskoncentration	C _v	5000,0000			mg/l
Test af andre værdier					mg/l

Overføres fra enkeltstoffer
Tjek decimal

Angiv nedbrydningsforhold

Nedbrydningsforhold Aerobe Anaerobe

Beregning: Stationær (ligevægt) koncentration efter vertikal transport ned til grundvandsspejlet i 45 m's dybde (z)

Kun for model A+C og model B DTU V1D model 1b Bemærkning

C(z), Porevandskoncentration lige over grundvandet (input til trin 1a)		FALSE	FALSE	FALSE	mg/l
Grundvandskriterium					mg/l
Overskridelse af kriteriet		FALSE	FALSE	FALSE	gange
Anvendt nedbrydningskonstant		0			dage ⁻¹
Retardationskoefficient R		1,0			
Total flux J			FALSE	FALSE	g/år
Anvendt brugerdata		Ja, se			

Resultater: skriv antal år i Tid felt for at se tid til gennembrud og max koncentration (i mg/l).

Beregning: Transient koncentration efter vertikal transport ned til grundvandsspejlet i 45 m's dybde (z) efter 220 år (t)

Tid (t)	220,0	Tid, år	80300	Tid, dage
	MCPA			
C(z,t), transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t	0,0022			mg/l

Vælg stof for dataplot over transiente og stationære koncentrationer i dybden

Stof Stof 2 Stof 3 Stof 4

Fordeling af porevandskoncentrationer i dybden ned til grundvandet

Stof 1 MCPA Model A+C*

Porevandskoncentration (mg/l)

Gennembrud (210 – 230 år)		Max koncentration (320 – 340 år)	
Tid (t)	210,0	Tid, år	320,0
	MCPA		MCPA
C(z,t), transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t	0,0000		4999,8829
Tid (t)	220,0	Tid, år	330,0
	MCPA		MCPA
C(z,t), transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t	0,0022		4999,9962
Tid (t)	230,0	Tid, år	340,0
	MCPA		MCPA
C(z,t), transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t	0,2978		4999,9999

Kontinuert kilde, 5m mættet sprækket ler plus 25 m mættet homogen ler (JAGG Scenarie 3)

Nedenstående model viser brugerfladen for beregninger i mættet moræneler med sprækker med en koninuert kilde (model B2). Der antages at opsprækket moræneler er 5 m tykke. Derefter er resultater lagt sammen med en beregning med 25 m homogen mættet ler (model A+C). Til sammen giver det en samlet beregning for et spild hvor der er 5 m opsprækket moræneler og 25 m homogen moræneler over indvindingsmagasin (Scenarie 3). Eksempelet viser scenariet med 50 mm nettonedbør.

Vertikal transport til det førstkomende betydende grundvandsmagasin

Lokalitetssavn: Overfør værdier

Adresse: Postnr./By: Nulstil værdier

Lokalitetssummer: Projektnr.: Vejledning

Beregning udføres for: Grundvand

Der skal vælges mellem de følgende beregningsmodeller for vertikal transport af organiske stoffer igennem et jordlag ned til førstkomende grundvandsmagasin

	Model A-C*	Model B DTU Y1D model	Model B DTU Y1D model	Model B DTU Y1D model 2**	
	Kontinuer kilde Homogent vandmættet ler eller umættet ler el. sand	Aftagende kilde med en kendt spildperiode Sprækketransport	Kontinuer kilde Sprækketransport	Aftagende kilde Diffusion fra matrix til sprække Sprækketransport	Der henvises til følgende Miljøprojekter: * JAGG 2 - Vertikal transport ned til førstkomende betydende magasin. Christensen, A.G., Blinding, P. J., Trolborg, M., Kjaldsen, P. og Broholm, M. Miljøprojekt nr. 1628, 2016. Miljøstyrelsen ** A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. http://www.sara.env.dtu.dk/Modelvaerktoejer
Tid = 0					
Tid = x					
	Stationære forhold kan opnås. Kontinuer kilde. Dermed kan der beregnes en flux og en koncentration, som kan overføres til grundvandsmodulet.	Indledende stigende og herefter faldende koncentrationsbidrag til det førstkomende grundvandsmagasin.	Stationære forhold kan opnås. Kontinuer kilde. Dermed kan der beregnes en flux og koncentration, som kan overføres til grundvandsmodulet.	Aftagende koncentrationsbidrag til førstkomende grundvandsmagasin, da kilden i matrix udvaskes.	

Kildeområde Indtast data om kildeområde. Bemærkning

Længde af kildeområde Y m

Bredde af kildeområde X m

Areal af det forurenede område m²

Nettonedbør N mm/år

Kommune/Egn

Afstand til grundvandspejl z **5** m

Porevandshastighed V_w **0,12** m/år (Porevandshastigheden vises kun efter indtastning af jordparametre)

Normalinterval (stiger med afstand z) 2-20 m

Beregnet iht. z jf. app. 5.8 figur 2.0

Brugerdata

Longitudinal dispersivitet $\alpha_{L,w}$ **0,004-0,07** **0,028**

Varighed af spild (DTUVID-model 1a) **a** år **DTU VID model 1a er ikke valgt og dette felt skal derfor være tomt**

Jordparametre

Vælg jordart for fugacitetsberegning eller indtast egne jordartsdata

Jordtype	Poreluftvolumen V_L	Vandindhold V_w	Samlet porøsitet $\alpha = V_L + V_w$	Volumen af jordskillet V_j	Kornrumvægt (kg/l) d	Bulkmassefylde (kg/l) ρ	% indhold af organisk kulstof f_{oc}
Ler	0,007-0,25	0,20-0,40	0,4	0,6	2,7-2,8	1,62	0,1

Ved sprækketransport Indtast sprækkeegenskaber eller anvend standardforslag

Standardforslag Brugerdato

Sprækkeafstand (2B) **5** m Normalinterval er fra 1 m i oxideret ler (de øvre jordlag - brunt ler) og 5 m i reduceret ler (gråt ler) i større

Sprækkeapertur (2b) *Elevages* **7,9E-05** m

Bulk-hydraulisk ledningsevne (K_L) **6,30E-08** m/s Normalinterval er fra $2,4 \times 10^{-4}$ m/s i oxideret ler (de øvre jordlag - brunt ler) og $6,3 \times 10^{-4}$ m/s i reduceret le

Forurening

Data for porevandskoncentration er overført fra fugacitetsmodulet
Indtast eventuelt andre testværdier eller en baggrundskoncentration

Stofnavn (fra enkeltstoffer) **MCPA**

Målepunkt

Dato

Porevandskoncentration C_v **5000,0000** mg/l Overføres fra enkeltstoffer

Test af andre værdier

Angiv nedbrydningsforhold

Nedbrydningsforhold Aerobe Anaerobe **Uden nedbrydning**

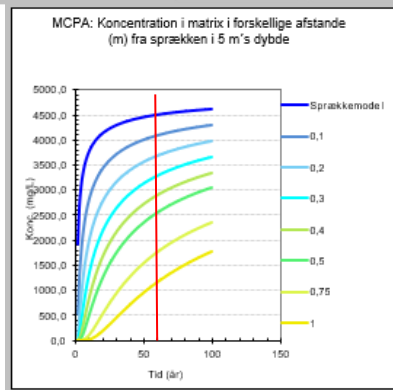
Resultater fra Model B2:

Beregning: Transient koncentration efter vertikal transport ned til grundvandspejlet i 5 m's dybde (z) efter 100 år (t)

Tid (t) **100,0** Tid, år **36500** Tid, dage

MCPA

$C(z,t)$, transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t **4614,4102** mg/l



Resultat: Der er gennembrud gennem sprækkerne på 10 mg/l med det samme og gennembrud af 90% koncentration (4.500 mg/l) efter 60 år (rød streg).

Resultater fra Model A+C

Input – 25 m mættet homogen ler, max koncentration af 7,39 mg/l fra model B2

Gennembrud: 110 – 130 år

Max koncentration: 170 – 190 år

Tid (t) **120,0** Tid, år

MCPA

$C(z,t)$, transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t **0,1621**

Tid (t) **190,0** Tid, år

MCPA

$C(z,t)$, transient porevandskonc. lige over grundvandet efter tid, t **4999,9409**

Opblanding i den øverste 0,25 m af den førstbetydende magasin (Trin1a)

Nedenstående viser beregning af koncentration i den første betydende magasin. Eksempel viser scenariet med en nettonedbør på 50 mm/år.

Grundvandskoncentrationen i det først betydende magasin

Lokaliteten

Lokalitetsnavn: test JAGG-BRIBE
 Adresse: _____ Postnr./By: _____
 Lokalitetsnummer: _____ Projektnr.: _____
 Beregning udføres for: MCPA

Enkelstoffer | Dataark | Indeklima
 Overfør værdier | Udskrift | Udeluft
 Nulstil værdier | Vejledning | Vertikal transport

Det forurenede område Der skal vælges mellem to beregningstyper:

A - Beregnet koncentration - ud fra en målt konc. i kilden (porevand, terrænnært grundvand) [Data overføres fra modulet Enkelstoffer eller Vertikal transport]
 B - Målt koncentration i toppen af første betydende magasin [Data overføres fra modulet Enkelstoffer]

A: Beregnet koncentration B: Målt koncentration

Længde af kildeområde Y: 4 m
 Brede af kildeområde X: 10 m Areal af det forurenede område: 40 m²
 Nedbør Egen liste
 Nettonedbør N: 50 mm/år
 Kommune/Egn: _____

Det første betydende magasin Indtast data for det første betydende magasin, hvori risiko skal beregnes

Aquifermateriale	Hydraulisk gradient (m/m)	Hydraulisk lednings-eve	Effektiv porøsitet	Vand-mættede porøsitet	Bulk-masse-fyldte (kg/m ³)	% indhold organisk kulstof	Tykkelse af magasin (m)	Opblandingsdybde (m)
Egen liste	i	k	eff.	e _w	ρ	f _{oc}	maxd _m	d _m
Sand, mellemkornet	5E-05-1E-04	5,00E-05	0,15 - 0,3	0,35 - 0,5	1,4 - 1,7	0,01	10	1,381
Opsprækket kalk	0,005	5,00E-05	0,2	0,45	1,7	0,01		

Gns. porevandshastighed Vp: 78,89 m/år
 Afstand til teoretisk beregningspunkt L: 78,894 m
 Transporttid til teoretisk beregningspunkt ttid: 1,00 år

Forurening Data for forureningen er overført fra fugacitetsmodulet eller et af modulene for umættet zone. Indtast eventuel baggrundskoncentration.

Stofnavn (fra enkelstoffer): MCPA
 Målepunkt: _____
 Dato: _____

Forureningsdata: Trin 1a
 Baggrundskoncentration Cg: 0 mg/l Skal være "0"

Kildestyrkekonzentration C0: Vælg kildestyrkekonzentrationen for beregningen

Fra enkelstoffer: 5000 mg/l
 Fra vertikal transport modul: FALSE mg/l
 Test andre værdier: FALSE mg/l

Beregning: Grundvand

Grundvandskvalitetskriterie	Grundvandskoncentration: Trin 1	Overskridelse af kriteriet Trin 1	Grundvandskoncentration: Trin 2	Overskridelse af kriteriet Trin 2
C1	C2		C3	
460,331	90,1302	nej	nej	nej

Data for stof 1: MCPA

Afstand	0	10	20	30	40	50	75	100		
Transporttid	0,0	0,0	0,1	0,3	0,4	0,5	0,6	1,0	1,3	år
Opblandingsdybde	0,25	0,25	0,25	0,32	0,50	0,68	0,85	1,31	1,78	m
Forureningskoncentration, C2	460,3310	460,3310	460,3310	362,6435	241,6993	180,7780	144,0776	94,9845	70,3891	mg/l
Konc. med nedbrydning, C3	332,9098	460,3310	18,0150	0,5554	0,0145	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	mg/l
Transporttid (sorp.)	0,0	0,0	0,1	0,3	0,4	0,5	0,6	1,0	1,3	år
Konc. m. sorpt. og nedbr., C3	332,9088	460,3310	18,0144	0,5554	0,0145	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	mg/l

Koncentration i grundvand med afstand til kilden

11. BILAG 3

BRIBE BRUGERFLADE

I BRIBE excelværktøjet er der 3 faner der kan tilgås – to synlige og en skjult.

DATAARK - FORSIDE

The screenshot shows the 'DATAARK - FORSIDE' tab in an Excel spreadsheet. The spreadsheet is organized into several sections:

- Parameters (Rows 2-15):** A table with columns for 'Parameter', 'Værdi', and 'Enhed'. Parameters include 'Stof' (MCPA - 94 74.6), 'Koncentration/opløselighed' (1000 mg/l), 'Spillemængde' (4000 l), 'Nettonedbar' (50 mm/år), 'Oppumpning fra boring' (1 m³/år), 'Tidskræft' (14,916 timer), 'Antal år' (181,6 år), 'Cellehøjde' (0,05 m), 'Indsæningsdybde' (1 m), 'Grundvandspejl' (5 m u.t.), 'Spilkeareal' (40 m²), and 'Grundvandsdannelse' (100%).
- Calculation Results (Rows 16-22):** A table with columns for 'Lag nr.', 'Sediment', 'Lagtykkelse', 'Tør bulkdensitet', 'Effektiv porøsitet', 'Dispersivitet', 't₀', 'K_d', and 'Abstrømning hydraulisk ledningsevne'. The table lists various sediment layers with their properties.
- Other Information (Rows 16-22):** A section containing 'Forklaring:' (Values are calculated/entered automatically or manually), 'Antal år = -1' (Calculation stops when all layers are below the groundwater quality criterion), 'Beregningstid' (Depends on dispersion coefficient, cell height, and nettonedbar), 'Opløselighed' (2930 mg/l), 'Grundvandskvalitetskriterium' (0,1 µg/l), 'Koc' (0,02 l/kg), and 'Max-koncentration i boring' (5064,1279 µg/l).

Celler markeret med **fed blå** beregnes af programmet eller defineres i andet skærmbillede. Celler markeret med almindelig skrift skal indsættes af brugeren. Antal år skal sættes til -1 inden der trykkes på beregn – så regner programmet indtil koncentrationerne i alle lag er så lave, at grundvandskvalitetskriteriet ikke overskrides ved opblanding i den oppumpede vandmængde. Det tal der står efter beregningen, er således hvor lang tid der går fra spildet indtil koncentrationerne i alle lag er så lave, at grundvandskvalitetskriteriet ikke overskrides ved opblanding i den oppumpede vandmængde. Cellehøjde sættes der en cellehøjde over 0,1 m vil der komme en informationsboks op hvor der advares om upræcise resultater. Sættes der en værdi under 0,05 advares der mod at der kan komme en meget lang beregningstid.

DATAARK – EGENSKABER

Her defineres den lagserie der skal beregnes for (tilføj lag) og egenskaberne for det enkelte lag defineres i "rediger valgt lag". Det er også her at der vælges hvilket stof der skal beregnes for. Dette gøres ved "skift stof".

DATAARK – BEREGN

Når alt er klar til beregning trykkes der på knappen "Beregn". Der kommer en infoboks op om, at arket "beregning" vil blive overskrevet – det er en .txt fil som ligger/kommer til at ligge i den mappe hvor excelarket ligger. Skal der foretages flere beregninger samtidig skal det derfor sikres at hvert beregningsark ligger i sin egen folder.

BEREGNING

I dette ark ses enten resultatet sammen med plot (koncentrationskurver over tid for de enkelte lag, eller en detaljeret udskrift.

12. BILAG 4

BRIBE SKÆRMDUMPS FOR DE ENKELTE BEREKNINGER

Nedenfor er vist skærmdumps af dataarket for de fire scenarier med oppumpning 1 m³ og nettonedbør 50 mm/år. I forhold til de andre scenarier er der nederst vist et scenarie med anden oppumpning og nettonedbør. Men ellers er de indtastede oplysninger de samme.

Oppumpning: 1 m³, nettonedbør: 50 mm/år, Scenarie 1

Parameter	Værdi	Enhed
Stof	MCPA - 94.74.6	Ukrudsmidler
Koncentration/opløselighed	1000	mg/l
Spildmængde	4000	l
Nettonedbør	50	mm/år
Oppumpning fra boring		m ³ /år
Tidskriter	14,015	timer
Antal år	181,6	år
Cellehøjde	0,043	m
Indtrængningsdybde		m
Grundvandspejl	5	m u.t.
Spildareal	40	m ²
Grundvandsdækkelse	100	%

Lag nr.	Sediment	Lagtykkelse	Tør bulkdensitet	Effektiv porøsitet	Dispersivitet	t ₀	K _z	Afstrømning	Hydraulisk ledningsevne
		m	kg/l		m	dage	l/kg	%	ms
18	Toplag(lerjord)	Lerjorde	0,3	1,59	0,1	1	1E+10	0,05	0
19	Ler, umættet, opsprækket	ML 4-4,5 mut	4,7	1,62	0,1	2,5	1E+10	5,27108E-05	0
20	Ler, mættet, opsprækket	ML 4-4,5 mut	5	1,62	0,1	2,5	1E+10	5,27108E-05	0
21	Ler, mættet, ikke opsprækket	Dybe leflag	25	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27108E-05	0
22	Kalk	Kalk	5	1,45	0,1	2	1E+10	5,27108E-05	0

Oppumpning: 1 m³, nettonedbør: 50 mm/år, Scenarie 2

Parameter	Værdi	Enhed
Stof	MCPA - 94.74.6	Ukrudsmidler
Koncentration/opløselighed	1000	mg/l
Spildmængde	4000	l
Nettonedbør	50	mm/år
Oppumpning fra boring		m ³ /år
Tidskriter	14,015	timer
Antal år	181,6	år
Cellehøjde	0,05	m
Indtrængningsdybde		m
Grundvandspejl	5	m u.t.
Spildareal	40	m ²
Grundvandsdækkelse	100	%

Lag nr.	Sediment	Lagtykkelse	Tør bulkdensitet	Effektiv porøsitet	Dispersivitet	t ₀	K _z	Afstrømning	Hydraulisk ledningsevne
		m	kg/l		m	dage	l/kg	%	ms
18	Toplag(lerjord)	Lerjorde	0,3	1,59	0,1	1	1E+10	5,00E-02	0
19	Ler, umættet, opsprækket	ML 4-4,5 mut	4,7	1,62	0,1	2,5	1E+10	5,27E-05	0
20	Ler, mættet, opsprækket	ML 4-4,5 mut	5	1,62	0,1	2,5	1E+10	5,27E-05	0
21	Ler, mættet, ikke opsprækket	Dybe leflag	5	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27E-05	0
22	Sand	Sand, groft	5	1,46	0,3	1	1E+10	5,27E-05	0
23	Ler, mættet, ikke opsprækket	Dybe leflag	15	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27E-05	0
24	Kalk	Kalk	5	1,45	0,1	2	1E+10	5,27E-05	0

Oppumpning: 1 m³, netttonedbør: 50 mm/år, Scenarie 3

BRIBE version 3.1

Parameter	Værdi	Enhed	Forklaring:
3 Stof	MCPA - 94.74.5	Ukrudsmidler	
4 Koncentration/opløselighed	1000	mg/l	xxx
5 Spildmængde	4000	l	Værdien udregnes/indsættes automatisk
6 Netttonedbør	50	mm/år	xxx
7 Oppumpning fra boring	1	m ³ /år	Ved Antal år = -1 stopper beregningene når alle lag er under grundvandskvalitetskriteriet
8 Tidsskridt	17,52	timer	Er afhængig af dispersivitet, cellehøjde og netttonedbør
9 Antal år	213,3	år	
10 Cellehøjde	0,05	m	Opløselighed 29390 mg/l
11 Indtrængningsdybde	1	m	Grundvandskvalitetskriterium 0,1 µg/l
12 Grundvandspejl	5	m u.t.	Koc 0,02 kg
13 Spildareal	19,51219512	m ²	Max.koncentration i boring 2192,3305 µg/l
14 Grundvandsdannelse	100	%	

Lag nr.	Sediment	Lagtykkelse	Tør bulkdensitet	Effektiv porøsitet	Dispersivitet	t ₀	K _d	Afstrømning	Hydraulisk ledningsevne	
		m	kg/l		m	dage	l/kg	%	m/s	
17	Toplag(lerjord)	Lerjorde	0,3	1,59	0,1	1	1E+10	5,00E-02	0	0,00000001
19	Ler, umættet, ikke opprækket	ML 4-4,5 mut	4,7	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27E-05	0	0,00000001
20	Ler, umættet, ikke opprækket	Dybe lerlag	5	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27E-05	0	0,00000001
21	Kalk	Kalk	5	1,45	0,1	2	1E+10	5,27E-05	0	0,0001

Oppumpning: 1 m³, netttonedbør: 50 mm/år, Scenarie 4

BRIBE version 3.1

Parameter	Værdi	Enhed	Forklaring:
3 Stof	MCPA - 94.74.5	Ukrudsmidler	
4 Koncentration/opløselighed	1000	mg/l	xxx
5 Spildmængde	4000	l	Værdien udregnes/indsættes automatisk
6 Netttonedbør	50	mm/år	xxx
7 Oppumpning fra boring	1	m ³ /år	Ved Antal år = -1 stopper beregningene når alle lag er under grundvandskvalitetskriteriet
8 Tidsskridt	14,016	timer	Er afhængig af dispersivitet, cellehøjde og netttonedbør
9 Antal år	97	år	
10 Cellehøjde	0,05	m	Opløselighed 29390 mg/l
11 Indtrængningsdybde	1	m	Grundvandskvalitetskriterium 0,1 µg/l
12 Grundvandspejl	5	m u.t.	Koc 0,02 kg
13 Spildareal	40	m ²	Max.koncentration i boring 58347,2735 µg/l
14 Grundvandsdannelse	100	%	

Lag nr.	Sediment	Lagtykkelse	Tør bulkdensitet	Effektiv porøsitet	Dispersivitet	t ₀	K _d	Afstrømning	Hydraulisk ledningsevne	
		m	kg/l		m	dage	l/kg	%	m/s	
17	Toplag(lerjord)	Lerjorde	0,3	1,59	0,1	1	1E+10	5,00E-02	0	0,00000001
19	Ler, umættet, opprækket	ML 4-4,5 mut	4,7	1,62	0,1	2,5	1E+10	5,27E-05	0	0,000001
20	Ler, mættet, opprækket	ML 4-4,5 mut	5	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27E-05	0	0,000001
21	Ler, mættet, opprækket	Dybe lerlag	5	1,62	0,25	2,5	1E+10	5,27E-05	0	0,00000001
22	Sand	Sand, groft	5	1,46	0,3	1	1E+10	5,27E-05	0	0,001

Oppumpning: 25.000 m³, netttonedbør: 100 mm/år, Scenarie 3

AutoSave BRIBE_Scenarie 3.xlsm - Excel Dani Mikkelsen

File Home Rambøll Insert Draw Page Layout Formulas Data Review View Developer Help ArcGIS Maps PDF-XChange 2012 AcroPlot Search Share Comments

Clipboard Font Alignment Number Styles Cells Editing Ideas

B11 = 1

BRIBE version 3.1			Vis/Skjul databaser	Egenskaber	Beregn						
1	Parameter	Værdi	Enhed								
2	Stof	MCPA - 94.74	Ikkedriftsmidler								
4	Koncentration/opløselighed	1000	mg/l								
5	Spildmængde	4000	l								
6	Nettonedbør	100	mm/år								
7	Oppumpning fra boring	25000	m ³ /år								
8	Tidsskridt	8.76	timer								
9	Antal år	108.3	år								
10	Cellehøjde	0.05	m								
11	Inddrægningsdybde	5	m u.t.								
12	Grundvandspejl										
13	Spildareal	19,51219512	m ²								
14	Grundvandsdannelse	100%									
15			Visning af resultater Resultat med plot								
16	Lag nr.	Sediment	Lagtykkelse	Tør bulkdensitet	Effektiv porøsitet	Dispersivitet	t_0	K_d	Afstrømning	Hydraulisk ledningsevne	
17			m	kg/l		m	dage	l/kg	%	m/s	
18		Toplag(lerjord)	Lerjorde	0.3	1.59	0.1	1	1E+10	5.00E-02	0	0.00000001
19		Ler, umættet, ikke opsprækket	ML 4-4.5 mut	4.7	1.62	0.25	2.5	1E+10	5.27E-05	0	0.00000001
20		Ler, umættet, ikke opsprækket	Dybe lerlag	30	1.62	0.25	2.5	1E+10	5.27E-05	0	0.00000001
21		Kalk	Kalk	5	1.45	0.1	2	1E+10	5.27E-05	0	0.0001


Forklaring:
 xxx Værdien udregnes/indsættes automatisk
 xxx Værdien indsættes manuelt af brugeren
 Antal år = -1 Ved Antal år = -1 stopper beregningerne når alle lag er under grundvandskvalitetskriteriet
 Beregningstid Er afhængig af dispersivitet, cellehøjde og nettonedbør
 Opløselighed 25390 mg/l
 Grundvandskvalitetskriterium 0.1 µg/l
 Koc 0.02 l/kg
 Max koncentration i boring 1,7910 µg/l

Dataark Beregning

13. BILAG 5

MIDDELDATABASE - DATABLAD

Bilaget indeholder en vejledning på hvordan man kan se opblaningsforhold for et specifikt produkt i Middeldatadatabasen <https://middeldatabasen.dk/Middelvalg.asp?oko=false>. Eksemplen viser MCPA, der var brugt i risikoberegninger i JAGG og BRIBE.

Middeldatabasen 29. juni 2020 

Søg midler, simpel Avanceret søgning

Kriterier:

Middel: Gruppe: **Aktivstof**: Firma (distributør):

Tips: • Du kan nøjes med starten af et ord. • Du kan bruge * (stjerne) som "joker". • Du kan taste [Enter] i stedet for at klikke på [Søg midler]

Godkendt til økologisk produktion

Viser 131 midler:

Gruppe	Middel	Pris/enhed	Firma/Distributør	Status
Ukrudtsmidler	Lotus Plænerens	Ingen oplysninger	Arysta LifeScience Benelux SPRL (tidl.: Agriphar S.A.)	Udgået
Ukrudtsmidler	Lotus Plænerens (reg.nr. 18-458)	Ingen oplysninger	Bayer A/S	Udgået
Ukrudtsmidler	Lotus Plænerens klar-til-brug	Ingen oplysninger	Bayer A/S	Udgået
Ukrudtsmidler	M-750	205,00 kr/l	Nufarm Deutschland GmbH	Markedsført
Ukrudtsmidler	MB-M 750	Ingen oplysninger	Manglende oplysninger	Udgået
Ukrudtsmidler	MCPA 750	Ingen oplysninger	Manglende oplysninger	Udgået
Ukrudtsmidler	Mectril	Ingen oplysninger	Rhône-Poulenc Agro A/S	Udgået
Ukrudtsmidler	Metaxon	205,00 kr/l	Nufarm Deutschland GmbH	Markedsført
Ukrudtsmidler	Mod ukrudt i græsplænen - Plænerens	Ingen oplysninger	KVK Agro A/S	Udgået

Klik på produktet under middel for at få produktinformation.

M-750

Ukrudtsmiddel

[Almene oplysninger](#)[Godkendelse](#)[Sikkerhed](#)[Transport](#)[Yderligere oplysninger](#)

Bemærk

Oplysningerne nedenfor er baseret på informationer indhentet fra Miljøstyrelsen, kemikaliefirmaerne, grovvarebranchen mv. Trods udvist omhu under dataindsamling og -inddatering, påtager SEGES, PlantelInnovation sig intet ansvar for oplysningernes korrekthed. Eventuelle fejl og tilføjelser bedes indrapporteret til konsulent Jens Erik Jensen, SEGES, PlantelInnovation, e-mail jnj@seges.dk.

Læs altid etiketten grundigt før brug!

Der vises kun begrænsede informationer, da firmaet ikke har ønsket at bidrage økonomisk til vedligeholdelse af detaljerede informationer for dette produkt i Middeldatabasen. Kontakt venligst firmaet direkte, hvis du har behov for yderligere information om produktet.

Almene oplysninger

Registreringsindehaver Nufarm Deutschland GmbH	Pris (senest opdateret) 205,00 kr/l (3. sep. 2019)	Behandlingsindeks:
Distributør Nufarm Deutschland GmbH	Formulering Vandopløseligt koncentrat	Afgrøde 1 BI BI pr. enhed
Anvendes indenfor Landbrug	Status Markedsført	Andre frø 2,67 l/ha 0,375 BI/l
Brugergruppe Dette plantebeskyttelsesmiddel må kun købes af professionelle og anvendes erhvervsmæssigt og kræver gyldig autorisation.	Indhold af aktivstoffer 750 g/l MCPA	Græs og kløver 2,70 l/ha 0,370 BI/l
		Vintersæd 2,00 l/ha 0,500 BI/l
		Vårsæd 2,00 l/ha 0,500 BI/l
		(/Erter) 0,177 l/ha 5,64 BI/l
		OBS: Midlet ikke godkendt til afgrøde(r) i parentes.
		Pesticidbelastning:
		Indikator 1 B B pr. enhed
		Sundhed 2,51 l/ha 0,399 B/l
		Miljøadfærd 2,31 l/ha 0,434 B/l
		Miljøeffekt 5,01 l/ha 0,200 B/l
		I alt 0,969 l/ha 1,03 B/l
		Pesticidafgift: 148 kr. pr. l

Transport

UN-nr. 3082	IMDG 9, III	IATA Ingen oplysninger
RID_ADR 9, III		

Yderligere oplysninger

Etikettested M-750	Sikkerhedsdatablad M-750
------------------------------	------------------------------------

I bunden, under yderligere oplysninger findes etikette, som giver opblandingsforhold for produktet.

Det er meget forskelligt fra produkt til produkt, men opblandingsinformation står på etiketten.

Brugsanvisning

Virking
M-750 indeholder MCPA og anvendes til bekæmpelse af visse ukrudtsarter i korn.
Må kun anvendes en gang om året.
M-750 optages gennem ukrudtets grønne plantedele og den bedste virkning opnås derfor ved udsprøjtning i "grødevej" (varmt og fugtigt).
Efter optagelsen tæres det aktive stof med afstrømmen rundt i planter, hvorved midlet har virkning mod både fretsprængende ukrudt og rod ukrudt.
Særlig god virkning har M-750 overfor agerisidél, agersvinnemæk.

Anvendelse
Korn
Mod agerikål, agerpaddeok, agersennep, agersvinnemæk, agerisidél, hvidmættet gåsefod, hydrataska, kiodkæ, kornblomst, kornvalmue, pengurt, svinnemælde i kornets strøkningsvækst stadiet BBCH 20-39 med 1,0 l/ha M-750. M-750 må ikke anvendes senere end 1. august.
Nedskævn: M-750
Aktivstoffet: MCPA 750 g u.st.1)
Ukrudtsmiddel. Må kun anvendes til bekæmpelse af ukrudt med afskæmmet sprøjtning i juletræer og pyntegrønt én gang om året. Må ikke anvendes efter 1. august.
Advarsel: Se altid på etiketten på handelsproduktet.

Brugsanvisning for M-750 i nordmangsran til juletræer og pyntegrønt.
Virkemåde:
M-750 indeholder aktivstoffet MCPA, som er et hormonmiddel, der primært bliver optaget gennem plantens grønne dele. Efter optagelse bliver aktivstoffet transporteret rundt i hele planten; herunder også udløberne på færligt ukrudt. MCPA virker som et planehormon (auxin) og forårsager ukontrolleret vækst og efterfølgende kollaps i følsomme planter.
Målplanter:
Mod Agerpaddeokke og agersennep. Tidspunkt: Fra primo maj til medio juni kan ukrudtsarter som agerpaddeokke og agersennep sprøjtes afskæmmet. For agersennep er det afgørende, at sprøjtningen bliver foretaget, inden den begynder at klæbe op i kulturplanten. Opfølgende sprøjtninger kan være nødvendige året efter.
Virking
Ejerskab: Temperatur mellem 12 og 25 grader (optimum = 20 grader). Luftfugtighed mellem 60-90 % (optimum = 70-90%). 2-6 timers tørvej efter udbringningen (optimum = 4-6 timer).
Hæmmer: Temperatur under 12 grader og over 25 grader. Regn efter udbringningen.
Da M-750 er et systemisk middel, er det ikke nødvendigt at sprøjte helt hen til det enkelte træ, for via jordstængler vil aktivstoffet også kunne påvirke dele af ukrudtsplanten, der ikke er direkte ramt af sprøjtavæsen.
Dosering: Der kan sprøjtes én gang med en dosering på 1,0 l handelsvare pr. ha. Der må kun sprøjtes i pletter, hvor vegetationen dækker mindst 90 % af arealet.
Risikofaktor: Da bekæmpelsen sker efter udsprøjtning, er det af afgørende betydning, at udbringningen bliver foretaget som en afskæmmet sprøjtning for ikke at skade de nye skud. Undgå ligeledes at sprøjte stærkt solskin, da temperaturen i solen hurtigt når over 25 grader, men brug altid en god sprøjteteknik. Alle forhold, der påvirker afskæmmingen i negativ retning for eksempel vind, højt sprøjtetryk eller små dysestørrelser, kan betyde en øget afsætning af sprøjtredde på grænsen nye skud, der er særligt sårbare overfor sprøjtavæsen. Af samme grund bør man ikke gennemføre bekæmpelse med M-750, hvis græsnen er helt dækket af vegetationen. I sådanne tilfælde vil der være en høj risiko for sprøjteskader. Brug af M-750 i salgsklare træer bør overvejes nøje inden sprøjtning, da en sprøjteskade vil kunne medføre et betragteligt økonomisk tab.
Blanding: M-750 bør ikke blandes med andre midler.
Affald: Eventuelle rester samt tom emballage skal afleveres til den kommunale modtageordning for kemikaleaffald. Tom emballage, der er grundigt rengjort ved gennemskylning med vand kan dog bortskaffes med dagrenovationen. Skyllvandet hældes op i sprøjtavæsen.
Produktansvar: Dansk Juletræsdyrkerforening har på vegne af foreningens medlemmer søgt om en tilladelse til mindre anvendelse af M-750 i nordmangsran og pyntegrønt, men frasier sig ved overdragelsen af godkendelsen ethvert ansvar for brugen af midlet. Således kan hverken producenterne af M-750 eller Dansk Juletræsdyrkerforening gøres ansvarlige for eventuelle skader eller svigtende virkning, som måtte opstå ved brugen af M-750.
Ansvar for eventuelle skader påvælir alene brugeren af midlet.
Undtaget er dog sprøjteskader, der måtte opstå som følge af, at indholdet ikke svarer til det, kemikaleproducenten har anført på etiketten.
Godkendelse til mindre anvendelse af M-750 og vejledning i brug af midlet til bortsprøjtning af hvidkløver til frø før høst
Miljøstyrelsen har godkendt denne anvendelse og vejledning i henhold til Europaparlamentets og Rådets forordning (EF) NR. 1107/2009 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler artikel 51
Ansvar for vejledning til mindre anvendelse
Godkendelse i henhold til mindre anvendelse er en special godkendelse, som gør det muligt at anvende et plantebeskyttelsesmiddel i en afgrøde, som ikke er nævnt på midlets etikette.
Vejledning om mindre anvendelse - eget ansvar
Der kan ikke garanteres for, at der ikke kan opstå skader på afgrøden eller være svigtende virkning af et kemisk bekæmpelsesmiddel, selv om vejledningen følges. Da Dansk Landbrugsrådgivning, Videncenteret for Landbrug, Planteproduktion udarbejder og søger godkendelse og vejledning på brugers vegne, kan Dansk Landbrugsrådgivning, Videncenteret for Landbrug, Planteproduktion ikke gøres ansvarlig for skader eller svigtende virkning, der må opstå, hvor et plantebeskyttelsesmiddel er godkendt i henhold til mindre anvendelse og den tilknyttede vejledning til afgrøden følges.

Brugsanvisning for M-750
Dosering
Der anvendes 1,00 l pr. ha.

Begrænsninger i anvendelsen
Aktivstoffet MCPA i de nævnte midler må kun anvendes en gang pr vækstsæson og ikke senere end 1. august
Tidspunkt
Tidspunkt for behandling er meget vigtigt. Hvis der behandles for tidligt vil det stoppe indlejringen i frøet, og hvis der behandles for sent opnås ikke den optimale effekt på afgrøden. Derimod betyder en udsættelse af skårlægningsstadiet/ høststadiet efter behandling f.eks. på grund af vejet ikke noget. Tværtimod kan det gæmme effekten på afgrøden. Men hasten må aldrig udsættes for at afvente effekten. Vejret bestemmer høststadiet.
Skårlægning planlagt
Der behandles typisk 3 dage før forventet skårlægningstidspunkt. Det er vigtigt at der ikke behandles for da det kan mindske frøindlejringen. En eventuel udsættelse af skårlægningstidspunktet f.eks. pga. vejret har ingen betydning.
Direkte høst
Der behandles typisk 7-10 dage før forventet høststadiet. Det er vigtigt at der ikke behandles for tidligt for ikke at skade frøindlejringen. Eventuel udsættelse af høststadiet pga. vejret har ingen betydning.
Risiko for skade:
For at tilpasse vejledningen til den enkelte sort og de lokale dyrkningsforhold bør den endelige vejledning for midlets anvendelse udarbejdes i samarbejde med den lokale konsulent og/eller det forframa, der er avlkontrakt med.
Produktansvar ved Godkendelse til mindre anvendelse
Ansvar for eventuelle skader påvælir alene brugeren af midlet

Tilberedning af sprøjtavæsen
Påfyldning af koncentreret sprøjtmiddel bør kun ske på et bevokset areal, eller hvor opsamlng af eventuelt spild er mulig og altid i god afstand til brønde og boringer.
Inden sprøjtning fyldes, skal den være omhyggeligt rengjort med et egnet rengøringsmiddel og efterset for evt. belægninger. Det samme gælder for alle dyser, filtre og sies. Tanken fyldes 3/4 op med rent vand. M-750 tilsættes under omrøring hvorefter tanken fyldes op. Der skal være konstant omrøring under påfyldning og kørsel. Sprøjtavæsen udsprøjttes straks efter tilberedningen.
M-750 kan blandes med de fleste anvendte plantebeskyttelsesmidler, med undtagelse af vækstreguleringsmidler indeholdende ethophon. Vær forsigtig ved blanding med azoxystrobin. (Må ikke blanding med andre sprøjtmidler, brug senere vækstreguleringsmidler (over 350 l vand pr. ha).
Sprøjteteknik
Vind- og afdrift skal undgås. Vælg en bomhøjde på 40-45 cm over afgrøden og sprøjt kun, når vindhastigheden er lav (under 3 m/s). Husk afstand på mindst 2 meter til søer og vandløb.
ISO - Alm. fladsprededyser ved 3 bar tryk

Dysestørrelse	Ydelse (l/min)	Hastighed km/t	Væskemængde (l/ha)
02	0,8	6,5	148
025	1,0	6,0	200
04	1,6	6,4	300

Hvor der er risiko for afdrift, bør ovennævnte fladsprededyser erstattes af de såkaldte low-drift dyser, der reducerer antallet af små dråber væsentligt.
Rengøring af sprøjtet efter afsluttet behandling.
Efter endt sprøjtarbejde skal sprøjtet og traktor rengøres enten i marken eller på vækstplassen. En vasket sprøjte skal placeres i den behandlede mark på separat vandtank med tilstrækkelig kapacitet således at restsprøjtavæsen kan fortyndes og der kan foretages en grundig rengøring i marken. Restsprøjtavæsen skal på passende vis fortyndes 50 gange med vand og udsprøjttes i den behandlede mark (uden at den maksimalt tilladte dosering for det pågældende middel herved overskrides). Rengøring i øvrigt foretages med egnede rengøringsmidler. Samtidigt med at filtre, slanger og dyser kontrolleres for urenheder og eventuelle belægninger. Vaskvandet opsamlles i egnede beholdere og udbringes iht. gældende regler.
I øvrigt henvises til Miljøstyrelsens vejledning angående påfyldning og vask af sprøjtet til udbringning af bekæmpelsesmidler, jf. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 268 af 31. marts 2009.

Tankspøldyse: Er en sådan monteret, lettes rengøringen meget, da der spares både tid og vand. I stedet for at anvende en fuld tank, som beskrevet ovenover i trin 2, er det i stedet nok at fylde 100-150 liter vand i en 1000 liters tank (10-15 %), og så lade tankspøldysets arbejde i den angivne tid. Tankspøldysets anvendelse også ved skyllinger med rent vand, eftersom den sikrer, at tanken skylles overalt indvendigt.
Bortskaffelse af tom emballage:
Indholdet/beholderen bortskaffes i overensstemmelse med kommunale regler for affaldshåndtering (FS01).
Rester skal afleveres til den kommunale affaldsordning for farligt affald.
Tomme beholdere kan bortskaffes med dagrenovationen. Den tomme beholder bør skylles inden bortskaffelse. Skyllvandet hældes op i sprøjtavæsen.
Emballagen må ikke genbruges.
M-750 bør opbevares frostfrit i uåbnet og ubeskadiget originalemballage beskyttet mod direkte sollys og andre værmkilder. Ved korrekt opbe-

Øverste boks:

Brugsanvisning for M-750
Dosering
Der anvendes 1,00 l pr. ha.
Begrænsninger i anvendelsen
Aktivstoffet MCPA i de nævnte midler må kun anvendes en gang pr vækstsæson og ikke senere end 1. august

Nederste boks:

Sprøjteteknik
Vind- og afdrift skal undgås. Vælg en bomhøjde på 40-45 cm over afgrøden og sprøjt kun, når vindhastigheden er lav (under 3 m/s). Husk afstand på mindst 2 meter til søer og vandløb.
ISO - Alm. fladsprededyser ved 3 bar tryk

Dysestørrelse	Ydelse (l/min)	Hastighed km/t	Væskemængde (l/ha)
02	0,8	6,5	148
025	1,0	6,0	200
04	1,6	6,4	300

Hvor der er risiko for afdrift, bør ovennævnte fladsprededyser erstattes af de såkaldte low-drift dyser, der reducerer antallet af små dråber væsentligt.

Dermed vil det med en koncentration på 750 g/l i flasken, en dosering på 1 l per hektar, og en opblanding med 148 l vand per hektar, give en koncentration på 5,06 g/l i marksprøjtet.