



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Screeningsmodel for afværgestrategi på oplandsskala

Miljøprojekt nr. 1581, 2014

Titel:

Screeningsmodel for afværgestrategi på oplandsskala

Redaktion:

Niels D. Overheu
Thomas H. Larsen
Nina Tuxen
Orbicon

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2014

ISBN nr.

978-87-93178-69-4

Ansvarsfraskrivelse:

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

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning og konklusion	6
Udfordringen	6
Formål	6
Metodeudvikling.....	6
Hvordan kan metodikken anvendes?	6
Konklusioner og perspektivering	7
Summary and Conclusion	8
The challenge	8
Purpose	8
Method development.....	8
How can the methodology be used?.....	8
Conclusions and perspectives	9
1. Indledning	10
1.1 Baggrund	10
1.2 Formål	10
1.3 Anvendelse af konceptet.....	10
1.4 Rapportens opbygning.....	11
2. Konceptuel ramme for ”den reddede ressource”	12
2.1 Trin 1: Simpel opblandingsmodel	12
2.2 Trin 2: Reddet og forurenede andel af ressourcen	13
3. Beregning af reddet ressource	14
3.1 Forsimplede og automatiserede analytiske løsninger	14
3.2 Beregningens to trin	14
3.2.1 Trin 1 (Simpel opblandingsmodel).....	14
3.2.2 Trin 2 (Reddet og forurenede andel af ressourcen ud fra indvindingspotentiale).....	15
3.3 Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og forureningsfaner	16
3.3.1 Beregning af strømningsretning.....	18
3.3.2 Beregning af hydraulisk gradient	19
3.3.3 Beregning af transmissivitet.....	19
3.3.4 Beregning af hjørnepunkter i simplificeret indvindingsopland.....	19
3.3.5 Omsætning af forurenings-partikelbaner til beregningsgrid	20
3.3.6 Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og partikelbanegrid.....	20
3.4 Beregning af forureningsindex	24
3.5 Beregning af udbredelse af reduceret flux som følge af afværgetiltag.....	24
3.6 Afprøvning af afværgescenarier	25
3.6.1 Budget for afværgetiltag.....	26
3.7 Opsummering af metodik.....	27
3.8 Forudsætninger og begrænsninger i Trin 2-metoden	27
3.8.1 Ændring i potentialeforhold	27
3.8.2 Stoftransport i grundvandsmagasinet.....	28

3.8.3	Tidshorisonter og fanelængder.....	28
3.8.4	Samlet vurdering af forudsætninger og begrænsninger.....	30
4.	Afprøvning i værkstedsområde.....	32
4.1	Valg af område	32
4.2	Modeldata	32
4.3	Punktkilder i værkstedsområdet	33
4.3.1	Tæthed af punktkilder	33
4.4	Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og forureningsfaner	35
4.5	Kildestyrker	35
4.5.1	Beregning af forurenede ressourcer i basisscenariet	37
4.6	Afprøvning af afværge-scenarier	38
4.6.1	Budget for afværgetiltag og antal igangsatte oprydninger	38
4.6.2	Scenariemodellering	38
4.6.3	Resultater af scenariemodellering.....	39
4.7	Afrunding	43
5.	Konklusion og perspektivering	45
5.1	Konklusion	45
5.2	Perspektivering	46
5.2.1	Muligheder for videreudvikling.....	46
	Referencer	48

Forord

Denne rapport og en tilhørende regnearksbaseret beregningsmodel er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. Region Syddanmark er bygherre for projektet, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Projektet er udført med Orbicon som rådgiver.

Motivationen for arbejdet er, at et teknologiudviklingsprojekt udført i 2011 (Miljøstyrelsen, 2011b) viste, at der ofte kræves meget store oprensingsgrader (>99 %) før grundvandskvalitetskriterierne 100 m eller 1 års transport nedstrøms kilden kan overholdes, jf. Miljøstyrelsens vejledning 6 (Miljøstyrelsen, 1998). Dette ville medføre enorme udgifter til afværgeløsninger, og formålet med dette projekt er at afprøve et koncept, som kan bruges til at vurdere, hvilken afværgestrategi indenfor et grundvandsopland, der redder mest grundvand for de afsatte midler.

Projektets metoder og resultater er målrettet regionerne og deres behov for prioritering af den grundvandsrettede indsats, men de metoder og overvejelser kan også være til gavn for andre aktører på grundvandsområdet, herunder i Naturstyrelsens kortlægningsarbejde samt i kommuner og vandselskabers indsatsplanarbejde.

Projektets styregruppe har omfattet følgende personer:

- Jens Aabling, Miljøstyrelsen, Jord og Affald
- Lone Dissing og Jørn K. Pedersen, Region Syddanmark
- Thomas H. Larsen og Niels Døssing Overheu, Orbicon

Sammenfatning og konklusion

Ny metodik hjælper regionerne til at vurdere hvilken afværgestrategi, der redder mest grundvand for de afsatte midler indenfor et grundvandsområde. Metodikken kan indgå som et værktøj i den større ramme for risikovurdering og prioritering af den offentlige indsats overfor grundvandstruende forureninger i Danmark, hvilket er et fokusområde for både Miljøstyrelsen og regionerne.

Udfordringen

De danske regioner skal skarpt kunne prioritere hvilke jordforureninger, der skal oprensnes, i hvilket omfang de skal oprensnes og i hvilken rækkefølge. Når der anvendes traditionelle risikovurderingsværktøjer kræves der erfaringsmæssigt meget store oprensningsgrader (>99 %) før grundvandskvalitetskriterierne kan overholdes. Så store oprensningsgrader medfører enorme udgifter til afværgeløsninger, hvilket igen medfører, at der indenfor regionernes årlige budgetter kan håndteres et mindre antal sager. Spørgsmålet er imidlertid om dette er den bedste måde at anvende de afsatte ressourcer til oprensning.

Formål

Formålet med projektet er at afprøve et koncept, som kan bruges til at vurdere, hvilken afværgestrategi indenfor et nærmere defineret opland, der redder mest grundvand for de afsatte midler. Hvilke oprensningsgrader skal opnås på de enkelte forureningskilder for at få mest for pengene? Er der f.eks. tale om en reduktion af belastningen fra forureningskilde nr. 1 og 2 med 50 %, reduktion af kilde 3 med 90 eller 99%, osv.

Metodeudvikling

Der er udviklet et screeningskoncept, som kan hjælpe med at svare på hvordan vi redder mest grundvand for pengene. Der er tale om en trinvis metode, hvor der i Trin 1 anvendes en simpel opblandingsmodel, der betragter hele grundvandsområdet som et ideelt opblandet kar. Via dette trin kan man helt overordnet vurdere, hvor belastet ressourcen er. Trin 2 går mere i detaljer og ser på påvirkning fra kendte forureninger og hvordan de spredes i grundvandet, således at man nærmere kan afgøre størrelsen på den forurenede og anvendelige ressource ved forskellige oprensningstiltag.

Der er anvendt analytiske løsninger, som relativt overkommeligt kan automatiseres i et regneark. Når først et sådant system er sat op, er det meget nemt at afprøve mange forskellige oprydningsscenarier, og metoden kan anvendes uden ekspertviden om numeriske modeller og adgang til sådanne. Et af rapportens hovedkapitler er en dokumentation af den udviklede metode.

Hvordan kan metodikken anvendes?

Metodikken giver overblik over status for grundvandsressourcens aktuelle trusselniveau og mulighederne for drikkevandsindvinding i forhold til påvirkning fra forurenede ejendomme. Dette er anvendeligt til f.eks. kommuners eller forsyningsselskabers beslutning om mulig fremtidig indvinding eller til vurdering af de udnyttelige grundvandsressourcer i Naturstyrelsens grundvandskortlægning eller kommunernes indsatsplanarbejde.

Med Trin 1 er det muligt hurtigt at udpege nogle økonomisk gunstige scenarier, dvs. de scenarier, hvor der reddes en stor ressource for de afsatte midler. Herefter er det med Trin 2 muligt nærmere

at vurdere udviklingen i den reddede ressource i tid og sted som følge af oprydningsindsatsen. Vurderingen bliver understøttet af kort og grafer.

Den udviklede metode er afprøvet i et værkstedsområde for at illustrere, hvordan der kan arbejdes med metoden og hvilke resultater det er muligt at opnå.

Konklusioner og perspektivering

Den udviklede metodik kan give et overblik over grundvandsressourcens aktuelle trusselniveau og give en overordnet beskrivelse af effekten af forskellige afværgetiltag, beregnet som den reddede mængde grundvand for en given investering. Dette giver stor synlighed på effekten af indsatsen, og øvelsen viser, at hvis bare én vigtig oprensning glipper, kan hele indsatsen i et grundvandsområde være spildt.

Beregningerne i værkstedsområdet viser, at de mest gunstige afværgescenarier overslagsmæssigt har en tilbagebetalingstid på 10-20 år, sammenlignet med, at der alternativ udføres avanceret vandbehandling ved kulfiltrering. Modelleringen tegner ikke noget entydigt billede af, at det skulle være mere kost-effektivt at rense meget op på få lokaliteter eller mindre op på flere. Således er der blandt de mest kost-effektive scenarier en blanding af både mange og få samt dyre og mindre dyre oprensninger. Resultatet kan muligvis være et andet i et område med andre kildestyrker.

Så vidt vides, er dette projekt det første i Danmark, der angriber problemstillingen om optimering af afværgestrategi på oplandsskala, og vi har søgt at inddrage de væsentligste forhold på et operationelt niveau, da en af hensigterne har været at udvikle en billig og anvendelig metode i forhold til avancerede dynamiske modeller. Det vurderes i rapporten, at metodikken giver fornuftige resultater i forhold til, hvad en avanceret dynamisk model ville give, når det erindres, at der er tale om en screeningsmodel. Hvis den foreslåede tilgang vinder større indpas i branchen, er det dog sandsynligt, at konceptet kan nuanceres og modnes, og der er identificeret en række punkter, det særligt er værd at arbejde videre med.

Summary and Conclusion

A new methodology helps the Danish Regions to assess which remediation strategy will save the largest amount of groundwater within a groundwater catchment area. The methodology is aimed to be a part of the greater framework for risk assessment and prioritisation of the public efforts to preserve groundwater, which is a main focus area for the Danish Environmental Protection Agency and the Regions.

The challenge

The Danish Regions need to prioritise which contaminated sites require remediation to which extent and in which order. When traditional risk assessment tools are used, the required remediation levels are typically very high (>99 %) if groundwater threshold limits (MCLs) are to be observed. Remediation levels this high means enormous expenses for the individual remediation projects which means that only a few sites may be remediated within the Regions' annual budget. The question is, however, if this is the best way of administering the available means for remediation.

Purpose

The purpose of the project is to test a concept to assess which remediation strategy within a catchment saves the largest amount of groundwater for the allocated means. Which remediation levels are required at the individual sites to get the best value for money? For instance, will it be more beneficial to reduce the impact of contamination no. 1 and 2 by 50 % than to reduce the impact of contamination no. 3 by 90 or 99 %, etc.?

Method development

We have developed a screening concept which can aid in determining how to save the largest amount of groundwater for the available money. The concept is a two step solution with increasing complexity from Step 1 to Step 2. Step 1 applies a simple mixing model which considers the entire catchment as a fully mixed vessel. Using this step it is possible to assess the overall load on the groundwater resource. Step 2 is more detailed and considers the impacts of known contaminations and how they spread in the groundwater in the catchment area in order to determine the size of contaminated and usable resource following different remediation scenarios.

The methodology applies analytical solutions which can be automated in a spreadsheet. When a system such as this is set up it is relatively easy to test many different remediation scenarios and the method can be used without expert knowledge about numerical models or access to such. One of the main chapters of the report is devoted to documenting the developed methodology.

How can the methodology be used?

The methodology provides an overview of the status of the present threats towards the groundwater resource and shows the possible areas for extracting drinking water, considering impacts from contaminated sites. This is useful for e.g. municipalities or utility companies when deciding on possible future extractions or for the Danish Nature Agency's mapping of the usable groundwater resources.

The effect of different remediation efforts are assessed by modeling a large number of scenarios where the impact from each contaminated site is reduced by a varying degree and the effect on the resource is calculated. Through Step 1 it is possible quickly to point out a number of economically

favorable scenarios, i.e. scenarios where a large amount of groundwater is saved for the allocated means. Using Step 2 it is possible to more closely assess the development in the saved resource in time and place as a consequence of the tested remediation efforts. The assessment is supported by maps and graphs.

The developed method is tried out in a test area to illustrate how it is possible to work with the method and which results it is possible to produce.

Conclusions and perspectives

The methodology provides an overview of the status of the present threats towards the groundwater resource and a general account of the possible gains from different remediation efforts, calculated as the saved resource for a given investment. This approach greatly exposes the effect of the efforts and shows that if just one remediation fails, the entire efforts in a catchment area may be futile.

The calculations in the test area show that the most favorable remediation scenarios have an estimated payback time of 10-20 years compared to advanced water treatment using activated carbon as an alternative. The test area modeling does not draw a clear-cut picture of whether high remediation levels at few sites is more cost-effective than low remediation levels at a higher number of sites. Hence, among the most cost-effective scenarios we find a mix of both many and few as well as both expensive and cheap remediations. The result may be different in another area with differently distributed contamination sources.

As far as we know, this is the first project in Denmark to approach the problem of optimising remediation strategies at catchment scale and we have sought to include the most significant elements at an operational level, since one of the intentions was to develop a cheap and usable method, compared to advanced dynamical models. In the report it is assessed that the methodology provides reasonable results compared to what an advanced dynamical would produce, when we keep in mind that the method is to be used for screening purposes. However, if the proposed approach gains a footing in the professional community, the concept can possibly be varied and matured, and a number of points of particular development interest have been identified.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Når regionerne skal prioritere hvilke forureningskilder, der skal udføres afværge overfor, er et vigtigt kriterium, at afværgeren skal nytte noget. I et teknologiudviklingsprojekt udført i 2011 (Miljøstyrelsen, 2011b) viste beregninger, at der ofte kræves meget store oprensningsgrader (>99 %) før grundvandskvalitetskriterierne 100 m eller 1 års transport nedstrøms kilden kan overholdes, jf. Miljøstyrelsens vejledning 6 (Miljøstyrelsen, 1998). Så store oprensningsgrader medfører – såfremt det overhovedet er muligt at opnå teknisk – enorme udgifter til afværgeløsningerne, hvilket igen medfører, at der indenfor regionernes årlige budgetter kan håndteres et mindre antal sager. Spørgsmålet er imidlertid om dette er den bedste måde at anvende de afsatte ressourcer til afværge.

1.2 Formål

Formålet med projektet er at afprøve et koncept, som kan bruges til at vurdere, hvilken afværgestrategi indenfor et givet opland, der redder mest grundvand for de afsatte midler. Hvilke oprensningsgrader skal opnås på de enkelte forureningskilder for at få mest for pengene? Er der f.eks. tale om en reduktion af forureningsfluxen fra forureningskilde nr. 1 og 2 med 50 %, reduktion af kilde 3 med 90 eller 99%, osv.

1.3 Anvendelse af konceptet

Der er udviklet et beregnings- og vurderingskoncept, som er afprøvet i et værkstedsområde i Region Syddanmark. Resultaterne af denne øvelse (dvs. den reddede ressource ved forskellige afværgetiltag) kan ikke direkte overføres til andre værkstedsområder, men det udviklede og afprøvede koncept har generel karakter og tænkes anvendt af regionerne, når afværgeindsatsen i et opland skal planlægges og prioriteres. Udover regionerne vurderes værktøjet at kunne være anvendeligt af kommunerne og evt. vandforsyninger, til vurdering af indvindingsegnede områder eller i forbindelse med indsatsplaner samt af Naturstyrelsen, til overblikskabelse ifm. grundvandskortlægningen.

I metodeudviklingen er det tilstræbt at anvende analytiske løsninger, som relativt overkommeligt kan automatiseres i en regnearksløsning, og ikke f.eks. basere vurderingerne på avancerede stoftransportmodeller. Baggrunde for dette valg er ønsket om dels et relativt simpelt system, hvor det – når først det er sat op - er nemt at køre mange forskellige scenarier og dels, at metoden skal kunne anvendes uden ekspertviden om numeriske modeller og adgang til sådanne. De gjorte forsimplinger betyder, at resultaterne af metoden ikke kan løftes direkte over til en prioriteret liste over de mest hensigtsmæssige afværgetiltag, men nærmere bør anvendes som et overordnet screeningsværktøj til vurdering af størrelsesordener i afværgestrategien for et givet område.

Nærværende projekt er, så vidt vides, det første projekt i Danmark, der angriber problemstillingen om afværge på oplandsskala i modsætning til lokalskala, og det har søgt at inddrage de væsentligste forhold på et operationelt niveau. Såfremt denne tilgang vinder større indpas i branchen, vurderes det som meget sandsynligt, at konceptet kan nuanceres og modnes. Nødvendigheden af overbliksskabelse og målrettet prioritering af de afsatte midler er et fokusområde for både regioner og Miljøstyrelsen, og dette projekt kan i sammenhæng med andre projekter indgå som byggesten i et samlet paradigme for risikovurdering og prioritering af den grundvandsrettede indsats i Danmark.

1.4 Rapportens opbygning

I kapitel 2 defineres rammerne for, hvorledes der arbejdes med konceptet om "den reddede ressource" ved et givet afværgetiltag, og der introduceres en trinvis, gradvist mere kompleks, tilgang til hvordan hhv. forurenede og reddede ressourcer kan anskues. I kapitel 3 gennemgås de metoder, der er udviklet til beregning af reddet grundvandsressource, mens det i kapitel 4 illustreres, hvordan en implementering i et værkstedsområde kan foretages og eksempler på hvilke resultater det er muligt at opnå. I kapitel 5 samles op med konklusion og perspektivering.

Bag beregningsmetoderne i kapitel 3 ligger en række makroer, som er programmeret i projektforløbet og afprøvet med dataene fra værkstedsområdet præsenteret i kapitel 4. Et regneark med makroer og case-beregningerne er distribueret med rapporten, og kan alternativt rekvireres hos forfatterne.

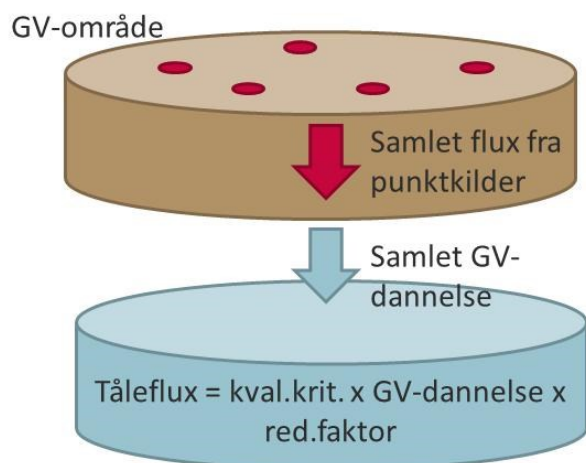
2. Konceptuel ramme for ”den reddede ressource”

Den reddede andel af en grundvandsressource ved et givet afværgetiltag kan beregnes som forskellen mellem forurenede ressource i hhv. et basisscenario uden afværge og i afværgescenariet.

En forurenede ressource som følge af punktkildeforurening kan opgøres ved forskellige metoder, med meget forskellige kompleksitetsniveauer og anvendelsesmuligheder. Det anbefales at anvende en trinvis tilgang, hvor der som Trin 1 anvendes en screeningsmetode i form af en simpel opblandingsmodel til en overordnet vurdering af, hvor belastet en given ressource er. Trin 2 går mere i detaljer og ser på påvirkning fra kendte forureningsfaner, således at man nærmere kan afgøre størrelsen på forurenede og anvendelig ressource ved forskellige tiltag.

2.1 Trin 1: Simple opblandingsmodel

Som et helt overordnet mål for, om en given grundvandsressource er ”forureningsmæssigt robust” eller ej, kan hele grundvandsområdet iagttages som et ideelt opblandet ”kar”, hvor man betragter den samlede flux fra punktkilder i området i forhold til en ”tåleflux” for ressourcen, udregnet på baggrund af den samlede grundvandsdannelse og kvalitetskriteriet, som skitseret på Figur 2.1. Er den samlede flux større end tålefluxen, anses ressourcen som forurenede.



Figur 2.1 Principskitse for vurdering af belastning i forhold til tålegrænse ved ideel opblanding af forureningsbidrag.

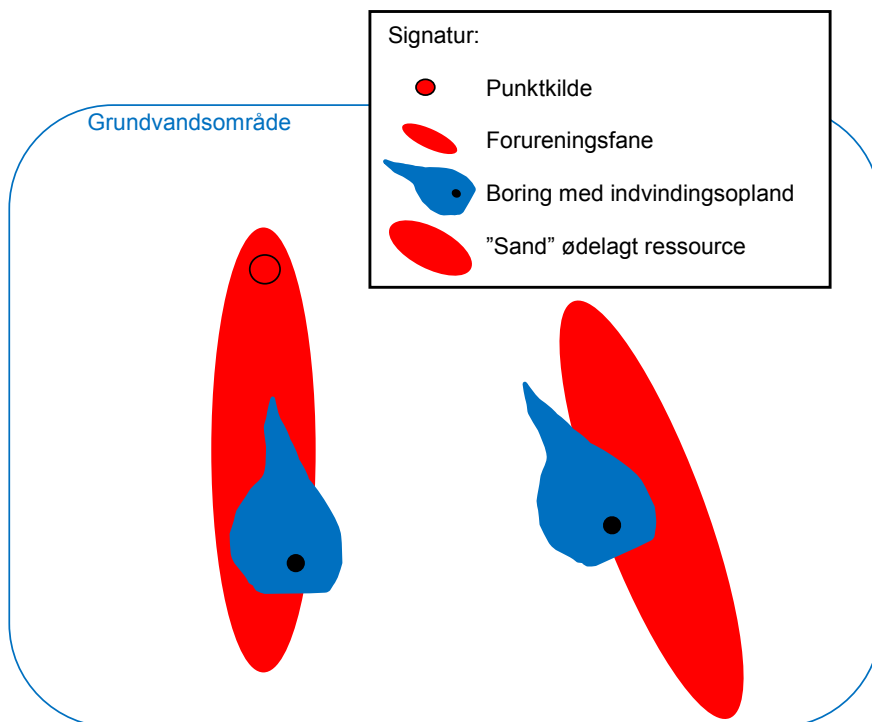
Vurderingen kan yderligere skærpes ved at gange tålefluxen med en sikkerhedsfaktor (mindre end 1) således at der tages højde for eventuelle ukendte forureningskilder i området og at ”bægeret ikke fyldes op” med bidragene fra kendte kilder.

Punktkildernes enkeltvise og kumulative forureningsbidrag udregnes og sammenholdes med tålegrænsen for at vurdere ressourcens robusthed. De mulige afværgetiltag og de tilhørende fluxreduktioner vurderes også i forhold til dette mål. Formår et givet afværgetiltag at reducere den samlede flux til et niveau under tålegrænsen, betragtes ressourcen som reddet.

2.2 Trin 2: Reddet og forurenet andel af ressourcen

Den forurenede ressource kan opgøres som den andel af et grundvandsmagasin, der forurenes som følge af påvirkning fra punktkilder. Denne andel kan opgøres på (mindst) to forskellige måder.

- *Tilgang 2.1 (Forureningsfaner):*
Den mindst konservative måde at opgøre den forurenede ressource på er at anskue den som den del af ressourcen, hvor koncentrationerne af miljøfremmede stoffer er over grænseværdien – med andre ord som den del af magasinet, der udgør forureningsfanerne fra punktkilderne.
- *Tilgang 2.2 (Indvindingspotentiale):*
En mere nuanceret tilgang er, at den forurenede ressource udgøres af de områder, hvor man ikke kan placere en indvindingsboring med en given indvinding uden at indvinde vand, hvor stofkoncentrationen er højere end grænseværdien, som skitseret på Figur 2.2. Her skal således tages højde for udbredelsen af både forureningsfaner og indvindingsoplände, og den "sande" forurenede ressource kan således blive større end ved Tilgang 2.1.



Figur 2.2 Principskitse af forureningskilder med forureningsfaner (mørkerødt) samt det område (lyserødt), hvor placering af en indvindingsboring medfører uacceptable forureningskoncentrationer i indvindingen.

Blandt de to tilgange til at opgøre den forurenede andel af ressourcen vurderes Tilgang 2.2 at ligge tættest på de udfordringer, som vandmyndighederne står overfor, idet det grundlæggende formål med den grundvandsbeskyttende indsats er at beskytte de nuværende og fremtidige muligheder for indvinding af rent drikkevand. I beregningerne i Trin 2 anvendes derfor Tilgang 2.2.

3. Beregning af reddet ressource

Så vidt vides, er der ikke tidligere arbejdet med metoder til vurdering af reddet grundvandsressource på oplandsskala. Der er derfor udviklet et metodesæt, der kan foretage en sådan vurdering, som bliver gennemgået i dette kapitel.

3.1 Forsimplede og automatiserede analytiske løsninger

I metodeudviklingen er det tilstræbt at anvende analytiske løsninger, som relativt overkommeligt kan automatiseres i et beregningsnet i en regnearksløsning. Baggrunden herfor er ønsket om dels, at når først et sådant system er sat op, er det meget nemt at køre mange forskellige scenarier med forskellige kildekonfigurationer og afværge-scenarier og dels, at metoden skal kunne anvendes uden ekspertviden om numeriske modeller og adgang til sådanne.

Igennem kapitlet beskrives det hvordan den hydrogeologiske og stoftransportmæssige virkelighed er defineret og forsimplet, så den passer ind i det overordnede koncept og kan anvendes til scenariemodellering af ikke-eksperter. De udførte forsimplinger betyder, at resultaterne af metoden ikke kan løftes direkte over til en prioriteret liste over de mest hensigtsmæssige afværgetiltag, men nærmere bør anvendes som et overordnet screeningsværktøj til vurdering af størrelsesordener i afværgestrategien for et givet område. I afsnit 3.8 gennemgås modellens forudsætninger og deres betydning for resultatet.

3.2 Beregningens to trin

Inden for et værkstedsområde arbejdes med en række punktkilder med forskellig størrelse og stofflux. Herefter kan udføres en screening af, hvilke effekter afværge på de forskellige punktkilder (i form af fluxreduktioner) har både på ressourcen som helhed (Trin 1) og for den enkelte indvindingsboring, herunder hvad fluxreduktioner betyder for mulighederne for placering af eventuelle fremtidige indvindinger (Trin 2).

De to trin i vurderingen af den reddede ressource kan analyseres på følgende måde:

3.2.1 Trin 1 (Simpel opblandingsmodel)

Tålegrænsen for flux i området udregnes på baggrund af den samlede grundvandsdannelse i området ganget med grundvandskriteriet. Ud fra et forsigtighedsprincip kan der også vælges en lavere koncentration, således at der tages højde for eventuelle ukendte kilder i området og ”bægeret ikke fyldes op” med bidragene fra kendte kilder.

Punktkildernes enkeltvise og kumulative forureningsbidrag udregnes og sammenholdes med tålegrænsen for at vurdere ressourcens robusthed. De mulige afværgetiltag og de tilhørende fluxreduktioner vurderes også i forhold til dette mål.

Det skal bemærkes, at den geografiske afgrænsning af det iagttagede grundvandsområde kan betyde ganske meget for resultaterne af øvelsen. Således vil en områdefgrænsning bestående af f.eks. et industrivarter formentlig give en væsentlig højere forureningsbidrag i forhold til grundvandsdannelsen, end hvis der betragtes et større område omkring det pågældende

industriktvarter, og som formentlig vil være mere repræsentativt til vurdering af den overordnede forureningsbelastning af en grundvandsressource. Som udgangspunkt anbefales det at udføre vurderingen inden for større hydrogeologisk og/eller administrativt sammenhængende områder, såsom indvindingsoplande, grundvandskortlægningsområder eller OSD-områder.

Sammenligningen mellem belastning og tåleflux er mest relevant, når det betragtede område er en hydrologisk enhed med en specifik receptor, såsom en indvindingsboring eller et vandløb, da der i disse tilfælde (med de gjorte antagelser) er en 1:1 sammenhæng mellem belastning fra kilderne og effekt i receptoren. Såfremt det betragtede område er en administrativ afgrænsning, såsom et OSD-område, skal beregningen tages med det forbehold, at dele af ressourcen (og f.eks. indvindinger inden for disse delområder) kan være mere belastet end den øvrige del af området, og man skal derfor være varsom med at "frikende" eller afskrive et helt område på baggrund af en sådan øvelse. En Trin 2-beregning kan give et bedre vurderingsgrundlag i dette tilfælde.

3.2.2 Trin 2 (Reddet og forurenede andel af ressourcen ud fra indvindingspotentiale)

Kildernes forureningsfaner simuleres med partikelbaner. Partikelbanerne simuleres helt "til enden" (til modelrand, vandløb eller eksisterende indvindinger), for at få et worst case bud på den fremtidige forurenede ressource, hvis der ikke sættes ind med afværgetiltag.

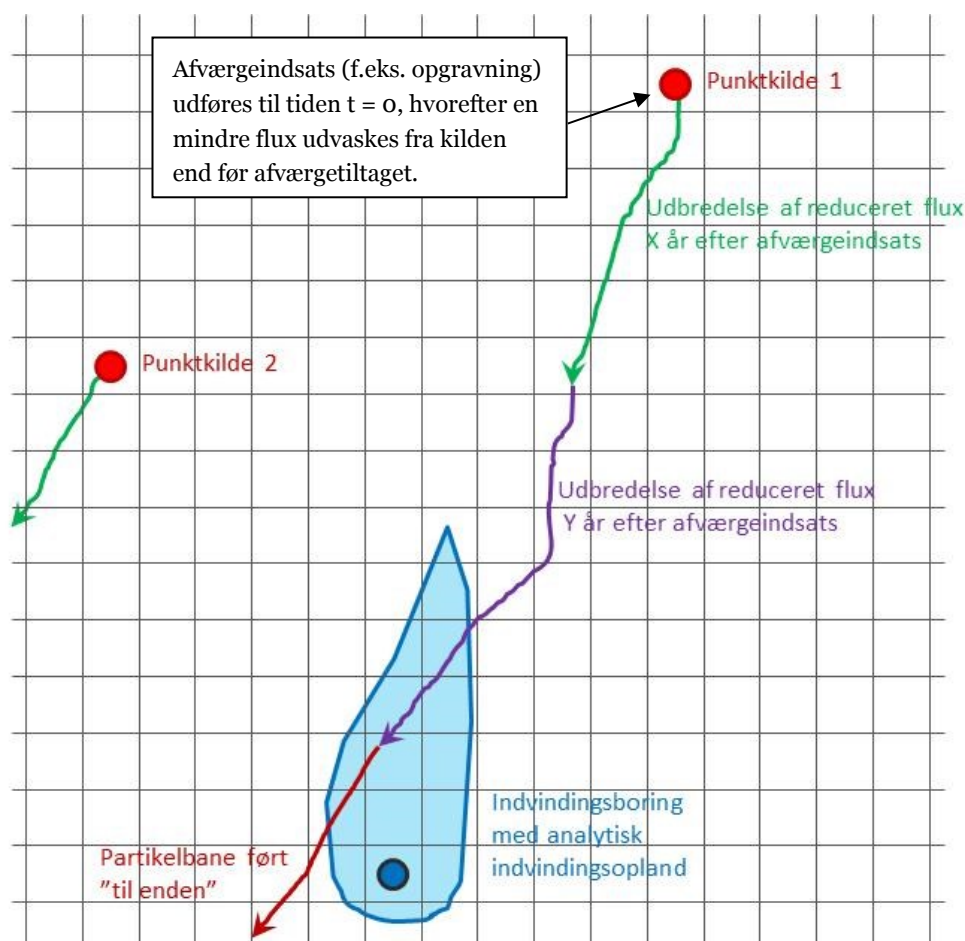
For samtlige mulige placeringer af en indvindingsboring inden for grundvandsområdet afprøves det, hvorvidt indvindingsoplandet til boringen dækker en eller flere punktkilders forureningsfaner. Herefter beregnes, hvorvidt bidraget fra punktkilderne forårsager, at koncentrationen i indvindingen overstiger grænseværdien. Hvis dette er tilfældet, defineres ressourcen under den afprøvede boringsplacering som forurenede.

Udbredelsen af indvindingsoplande er afhængig af de hydrogeologiske forhold og indvindingens størrelse.

- Variationen i de hydrogeologiske forhold kan repræsenteres ved at indlæse betydende parametre fra en grundvandsmodel (herunder transmissivitet, hydraulisk gradient og nettonedbør), enten på celleniveau eller ved at opdele området i en række zoner, som tildeles repræsentative hydrogeologiske egenskaber.
- Indvindingens størrelse varieres indenfor et realistisk interval for oppumpningsrater, fra en helt lille indvinding (10.000 m³/år) over en middelstor indvinding (100.000 m³/år) til en meget stor indvinding (1 mio. m³/år).

For et basis-scenarium (uden afværge) beregnes den forurenede ressource for hver af de forskellige indvindingsrater. Den forurenede ressource opgøres ved, for alle tænkelige placeringer af en indvindingsboring i modelområdet, at afprøve hvorvidt indvindingsoplandet lapper ind over en eller flere forureningsfaner (repræsenteret ved partikelbaner), og hvorvidt det/de relative bidrag herfra giver anledning til en koncentration i samlevandet over grænseværdien.

Effekten af afværge sker ikke momentant, og det er således nødvendigt at følge effekten af afværge over tid. Dette gøres ved at beregne den største transporttid "til enden" indenfor oplandet, og herefter definere en række tidshorisonter, for hvilke effekten af afværge undersøges, f.eks. 10, 20 og 50 år. Partikelbanerne for de valgte tidshorisonter registreres, og der udføres beregninger af overlap/ikke overlap for hver tidshorison, for hvert indvindingsscenario. Dette er illustreret på Figur 3.1.



Figur 3.1. Eksempel på afprøvning af placering af indvindingsboring i forhold til forureningsfanerne (som partikelbaner) fra to punktkilder. Såfremt partikelbanerne passerer én af cellerne i indvindingsoplandet, antages fluxen at blive opblandet i indvindingen. I basisscenariet (uden afværge) foretages opgørelsen for alle partikelbaner ført helt "til enden" med de estimerede fluxe fra hver lokalitet. For den valgte boringsplacering beregnes om ressourcen er forurenat ved at dele de indfangne fluxbidrag med indvindingsmængden og sammenligne med grænseværdien.

Ved afprøvning af afværgescenarier opgøres hvor langt den reducerede flux fra hver punktkilde når i løbet af forskellige tidshorisonter, hvorefter udviklingen i "forurenat ressource" kan beregnes over tid.

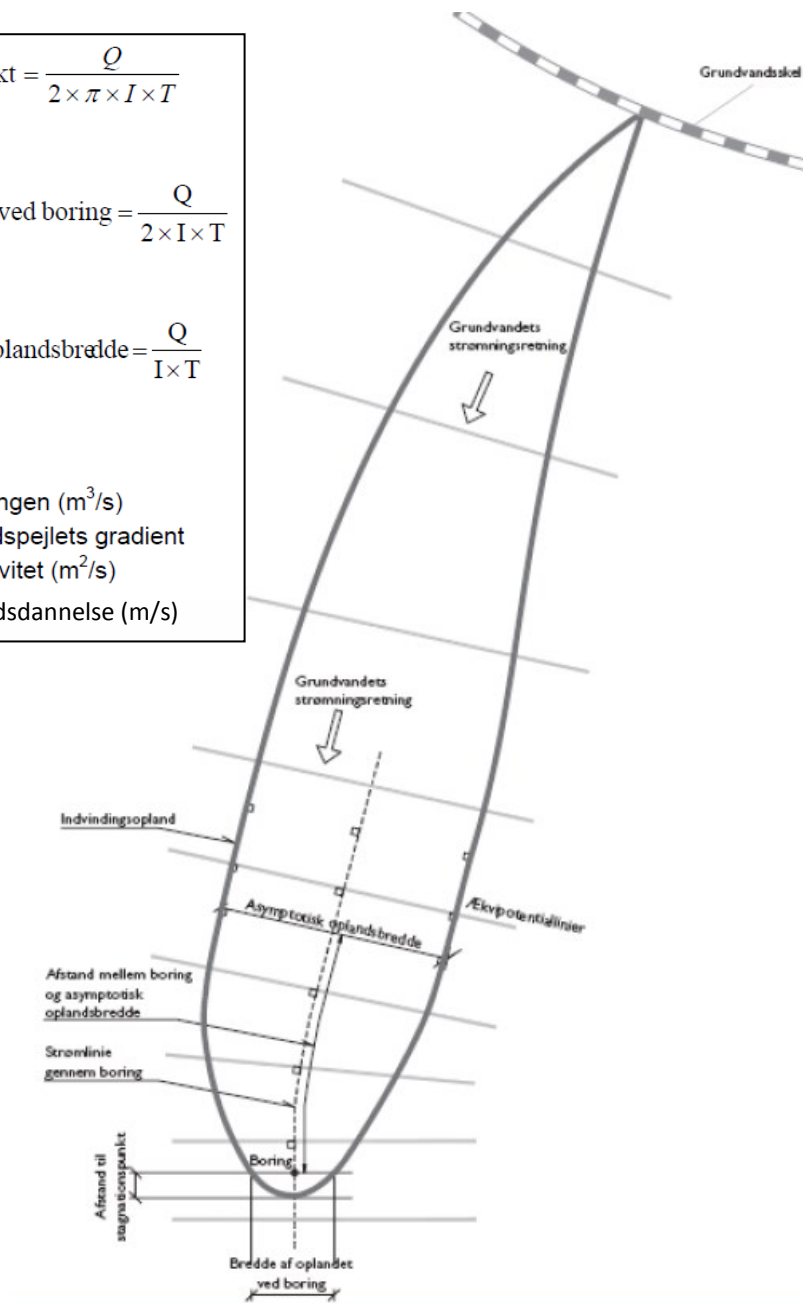
I eksemplet er den reducerede flux fra punktkilde 1 X år efter afværge ikke nået til indvindingsoplandet, og for dette år regnes således med den ikke-reducerede flux i indvindingen. Y år efter afværge er den reducerede flux på vej ind i oplandet, men der er fortsat en "hale" af ikke-reduceret flux i oplandet (den røde bane). I dette tilfælde regnes konservativt fortsat med den ikke-reducerede flux i indvindingen.

Indenfor arealet af den forurenede ressource beregnes for hver placering af indvindingsboringen et forureningsindex for hver punktkilde, som udtrykker forholdet mellem bidraget fra punktkilden og grænseværdien. Dette anvendes i den senere afprøvning af afværgescenarier til vurdering af, om en afværgeindsats nedbringer forureningsbelastningen til et acceptabelt niveau.

3.3 Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og forureningsfaner

Til beregning af oplande tages udgangspunkt i den analytiske Theis-metode, jf. GEUS' vejledning (Iversen et al., 2008), hvor udbredelsen beregnes ud fra oplysninger om indvindingsmængde (Q), grundvandsspejlets gradient (I), transmissiviteten i grundvandsmagasinet samt nettogrundvanddannelse til magasinet (N), jf. Figur 3.2.

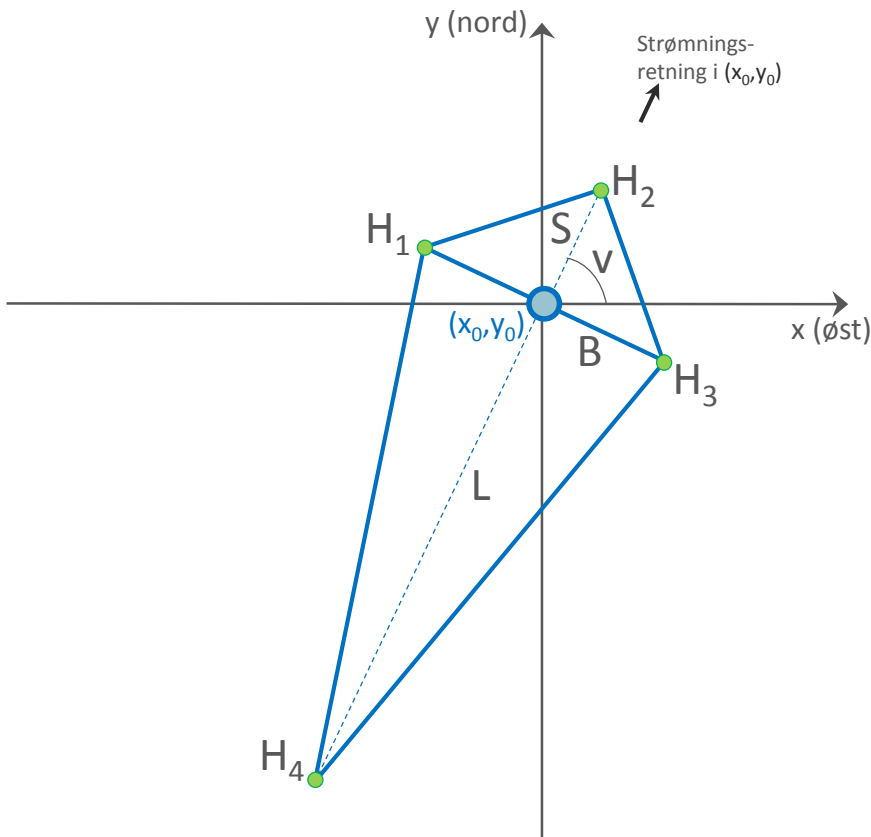
- Stagnationspunkt = $\frac{Q}{2 \times \pi \times I \times T}$
 - Oplandsbredde ved boring = $\frac{Q}{2 \times I \times T}$
 - Asymptotisk oplandsbredde = $\frac{Q}{I \times T}$
 - Areal: $A \geq \frac{Q}{N}$
- hvor,
 Q = oppumpningen (m³/s)
 I = grundvandspejlets gradient
 T = transmissivitet (m²/s)
 N = grundvandsdannelse (m/s)



Figur 3.2 Analytisk beregning af opland til vandværk med én indvindingsboring, hvor der indvindes fra et magasin med hældende grundvandspejl. Fra Iversen et al. (2008).

For at operationalisere de mange beregninger for alle tænkelige boringsplaceringer i et opland, omsættes de analytiske oplande til et beregningsgrid, hvor det med ”ja/nej”-kontroller er muligt at opgøre overlap med partikelbanerne. Dette betyder, at beregningen af oplandenes udbredelser simplificeres i forhold til beskrivelsen gengivet på Figur 3.2.

Det analytiske indvindingsopland simplificeres således til en polygon bestående af to trekanter, orienteret i forhold til strømningsretningen i et givet punkt x_0, y_0 , som vist på Figur 3.3.

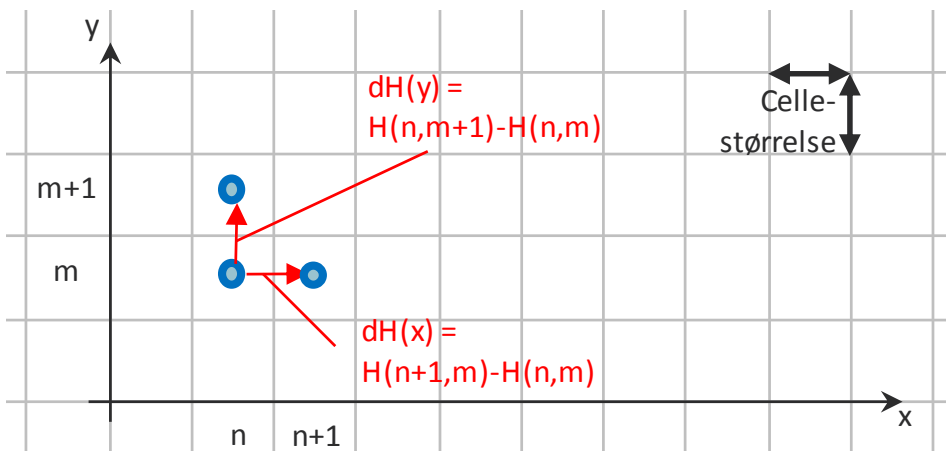


Figur 3.3 Principalskitse til simplificeret beregning af udbredelse af analytisk indvindingsopland for en indvindingsboring placeret i punktet x_0, y_0 .

I de efterfølgende afsnit gennemgås en metode til beregning af de nødvendige parametre til karakterisering af de analytiske oplande og derefter hvordan overlap eller ikke-overlap med forureningsfanerne bestemmes.

3.3.1 Beregning af strømningsretning

Strømningsretningens vinkel i forhold til stik øst, v , regnes ved almindelige trigonometriske formler. Udtrykkene til beregning af v afhænger af, om hældningen på grundvandsspejlet i hhv. x- og y-retningen, $dH(x)$ og $dH(y)$, er positiv eller negativ. Figur 3.4 viser en skitse af, hvordan $dH(x)$ og $dH(y)$ kan beregnes ud fra diskrete potentialeverdier (H) i et ensartet beregningsgrid, f.eks. fra en grundvandsmodel, og Tabel 3.1 viser udtrykkene til beregning af v .



Figur 3.4 Skitse til beregning af strømningsretning og gradient i beregningscellen med cellekoordinaterne (n, m) . I beregningsmetoden er forudsat en ensartet cellestørrelse i x- og y-retningen i celle (n, m) og dens naboceller.

Tabel 3.1 Udtryk til beregning af strømningens retning v , afhængigt af fortegnet på $dH(x)$ og $dH(y)$, jf. Figur 3.4. $v = 0$ markerer stik østlig retning, og vinklen regnes positivt mod uret. Lodrette linjer angiver at der tages den absolutte værdi af udtrykket mellem linjerne. Beregningsudtrykkene bygger på den almindelige tangensfunktion for hver af de fire kvadranter i enhedscirklen.

	$dH(x) < 0$	$dH(x) > 0$
$dH(y) < 0$	$v = \arctan\left(\left \frac{dH(y)}{dH(x)}\right \right)$	$v = \arctan\left(\left \frac{dH(x)}{dH(y)}\right + \frac{\pi}{2}\right)$
$dH(y) > 0$	$v = \arctan\left(\left \frac{dH(x)}{dH(y)}\right + \frac{3\pi}{2}\right)$	$v = \arctan\left(\left \frac{dH(y)}{dH(x)}\right + \pi\right)$

Til kontrol eller visualisering af de beregnede strømningens retninger kan vinklen i radianer omregnes til grader ved udtrykket $grader = \frac{radianer \cdot 180^\circ}{\pi}$ eller via GRADER-funktionen i Excel.

3.3.2 Beregning af hydraulisk gradient

Ud fra almene trigonometriske betragtninger kan endvidere beregnes gradienten på grundvandsspejlet, I , ved udtrykket:

$$I = \frac{dH(x)}{\cos(v) \cdot \text{cellekantlængde}} \quad (3.1)$$

hvor v regnes i radianer og kellekantlængden forudsættes at være ens i x - og y -retningen.

Nedenstående figur viser et regnearkseksempel på ovenstående beregning af strømningens retning og gradient ud fra celleværdier for potentiale.

Potentiale, H				dH i forhold til centerpunkt			
Y / X	0	100	200	Y / X	0	100	200
200	0.436	0.334	0.231	200	-0.179	-0.282	-0.385
100	0.718	0.615	0.513	100	0.103	0.000	-0.103
0	1.000	0.897	0.795	0	0.385	0.282	0.179

Retning: 1.22 radianer

70 grader

Gradient: -0.003 m/m

Figur 3.5 Eksempel på beregning af strømningens retning og gradient i regneark i et flowfelt med strømningens retning på 70 grader fra stik øst, dvs. i retningen nord-nordøst. I boksen til venstre ses celleværdier for potentiale (H), mens der i boksen til højre er udregnet dH i forhold til det midterste punkt. $dH(x)$ og $dH(y)$ iht. definitionen på Figur 3.4 er angivet med rødt. Strømningens retningen er beregnet via udtrykkene i Tabel 3.1, mens gradienten er beregnet via formel 3.1.

3.3.3 Beregning af transmissivitet

Transmissiviteten T kan beregnes ud fra celleværdier for hydraulisk ledningsevne, K , multipliceret med den mættede dybde i det vandførende lag. Den mættede dybde er lig minimum af hhv. potentiale og topkote af det vandførende lag fratrukket bundkote af det vandførende lag:

$$T_{x,y} = K_{x,y} \cdot (\min[H_{x,y}, \text{Top}(\text{vandførende lag})_{x,y}] - \text{Bund}(\text{vandførende lag})_{x,y}) \quad (3.2)$$

Såfremt potentialet er mindre end lagets topkote er der tale om et frit magasin og er potentialet større end topkoten er magasinet spændt.

3.3.4 Beregning af hjørnepunkter i simplificeret indvindingsopland

Afstanden S til stagnationspunktet (på Figur 3.3 kaldet H_2) regnes ud fra udtrykket herfor på Figur 3.2:

$$S = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot I \cdot T} \quad (3.3)$$

Bredden af de to trekanten, B, regnes som den asymptotiske oplandsbredde, jf. Figur 3.2, idet denne bedre repræsenterer den generelle bredde af oplandet, end oplandsbredden ved boringen:

$$B = \frac{Q}{I \cdot T} \quad (3.4)$$

Længden af oplandet regnet fra boringen, L, regnes ved en vandbalancebetragtning, idet den samlede infiltration i oplandet (N) skal modsvare den oppumpede vandmængde (Q):

$$Q = \left(\frac{1}{2} \cdot L \cdot B + \frac{1}{2} \cdot S \cdot B\right) \cdot N \Rightarrow$$

$$L = \frac{2 \cdot Q}{B \cdot N} - S \quad (3.5)$$

Koordinaterne af hjørnepunkterne på Figur 3.3 kan herefter beregnes ved følgende generelle trigonometriske udtryk:

$$\begin{aligned} x_{H1} &= x_0 - \sin(v) \cdot \frac{B}{2} & y_{H1} &= y_0 + \cos(v) \cdot \frac{B}{2} \\ x_{H2} &= x_0 + \cos(v) \cdot S & y_{H2} &= y_0 + \sin(v) \cdot S \\ x_{H3} &= x_0 + \sin(v) \cdot \frac{B}{2} & y_{H3} &= y_0 - \cos(v) \cdot \frac{B}{2} \\ x_{H4} &= x_0 - \cos(v) \cdot L & y_{H4} &= y_0 - \sin(v) \cdot L \end{aligned} \quad (3.6)$$

3.3.5 Omsætning af forurenings-partikelbaner til beregningsgrid

Forureningsfanerne fra hver punktkilde repræsenteres som nævnt af partikelbaner, som regnes til forskellige tidshorisonter. For at operationalisere beregningen af overlap mellem indvindingsoplande og partikelbaner oversættes partikelbanerne til et beregningsgrid svarende til det, hvori boringsplaceringerne afprøves.

Dette kan f.eks. gøres ved at eksportere partikelbanerne fra den anvendte grundvandsmodel til et GIS-miljø, hvor banerne lægges ind sammen med det anvendte beregningsgrid. Det er vigtigt, at partikelbanerne tildeles hver sit nummer, så påvirkningerne fra forskellige forureningskilder kan identificeres. Herefter udføres en SQL-forespørgsel, som fortæller i hvilke gridceller der er overlap med hvilke partikelbaner, og grid-tabellen opdateres med en ny kolonne med numrene på de partikelbaner, der overlapper de enkelte celler.

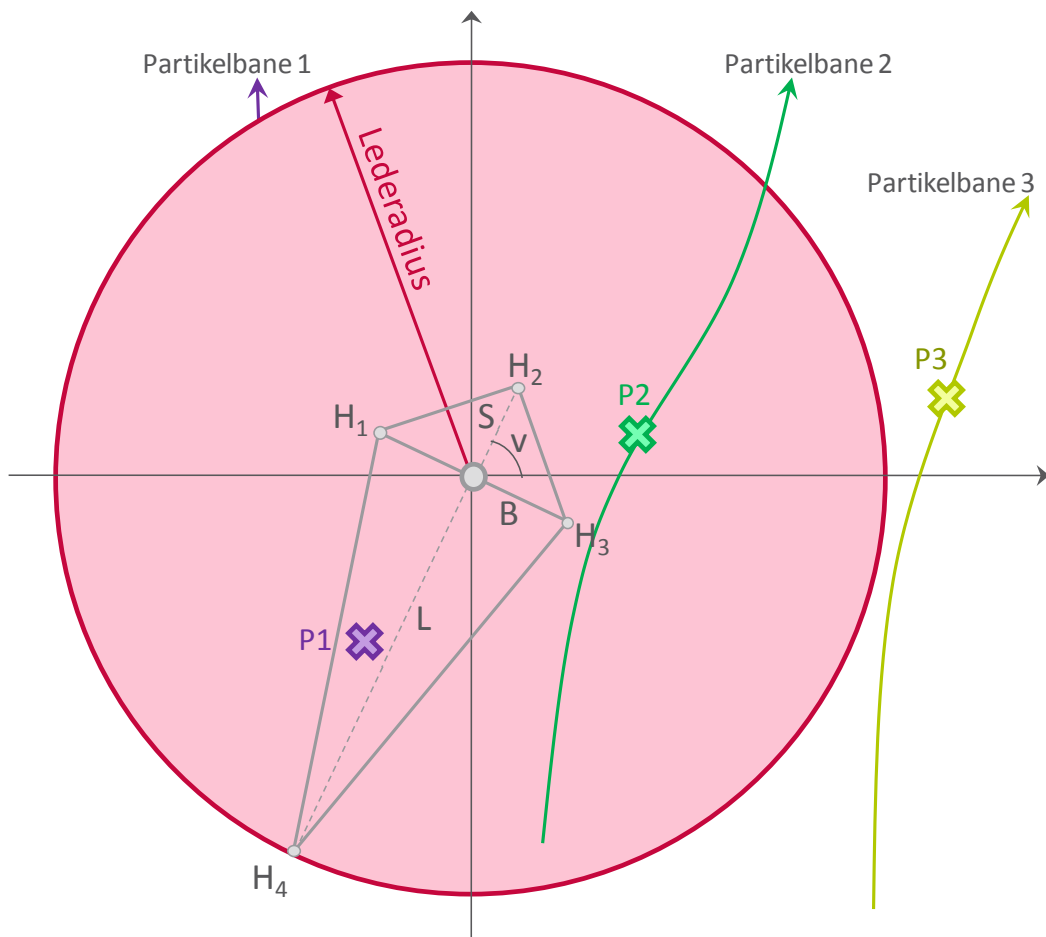
De griddede partikelbaner beregnes for dels basis-situationen med partiklerne ført helt til enden, og dels for de valgte intermediære tidshorisonter, jf. afsnit 3.2.2.

3.3.6 Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og partikelbanegrid

For alle tænkelige placeringer af en fiktiv indvindingsboring inden for det anvendte beregningsgrid beregnes indvindingsoplandets hjørnepunkter iht. proceduren i afsnit 3.3.3. Det kontrolleres herefter, om der inden for dette areal findes beregningsceller med registrerede partikelbaner. Der er anvendt en trinvis procedure til dette:

1. Afsøgning af partikelbaneceller inden for en lederadius

Først defineres en maksimal lederadius omkring boringspunktet, således at ikke hele gridet skal gennemses efter partikelbaneceller. Denne lederadius defineres som maksimum af hhv. L, S og $\frac{1}{2} \cdot B$. Inden for lederadius kontrolleres samtlige celler i beregningsgridet med partikelbaner for, om de indeholder en partikelbane. På figuren nedenfor er f.eks. registreret, at punkterne P1 og P2 for partikelbane 1 og 2 ligger inden for lederadius af den afprøvede boringsplacering.

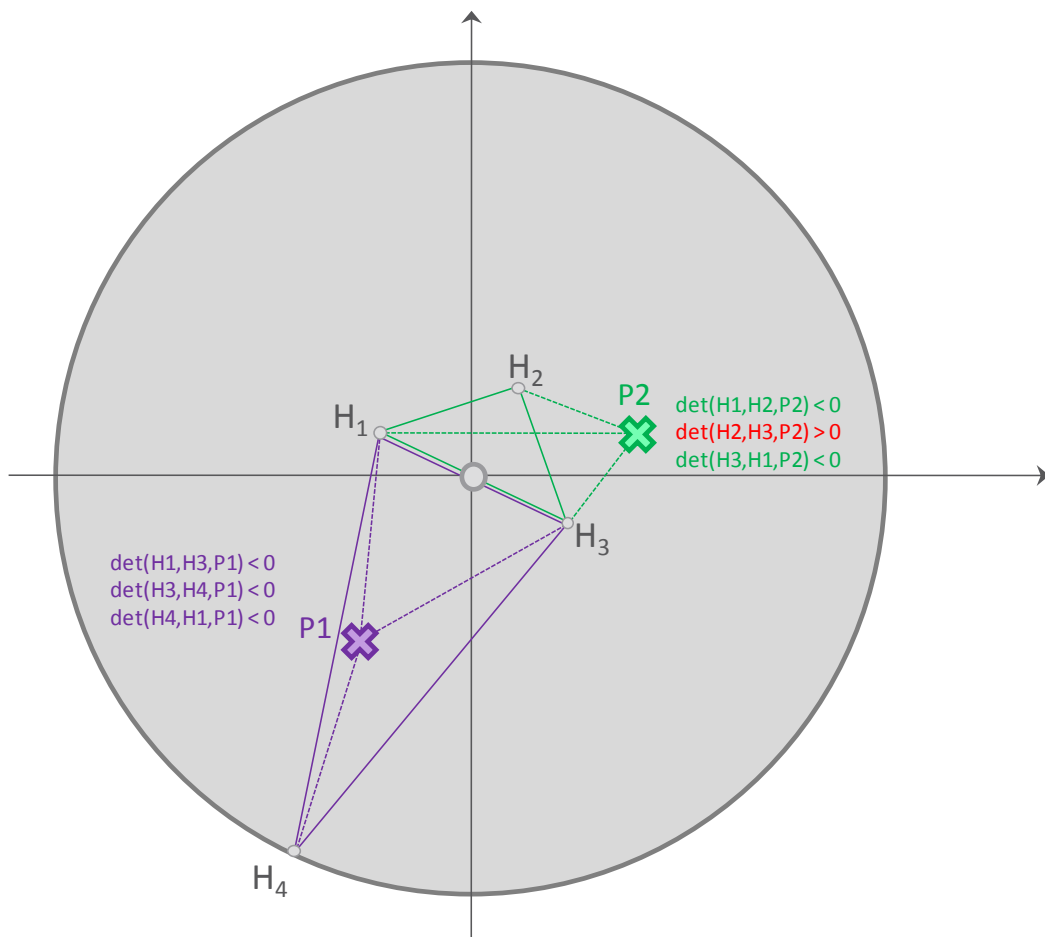


Figur 3.6 Skitse af afsøgning af celler med partikelbaner inden for lederadius for en given boringsplacering. I det viste eksempel er lederadius defineret ved længden L, da denne er større end S og $\frac{1}{2} \cdot B$. Partikelbanerne 1 og 2 ses at ligge delvist inden for lederadius, mens partikelbane 3 ligger udenfor.

2. Beregning af beliggenhed inden for eller uden for opland

For samtlige celler med registrerede partikelbaner inden for lederadius afgøres herefter, hvorvidt midtpunktet af cellen ligger inden for indvindingsoplandet. Dette gøres ud fra den lovmæssighed, at determinanten af tre punkter i planen altid er negativ, hvis de tre punkter vælges i urets retning (Math Forum, 1996).

For hver af oplandets to trekanter ($H_1-H_2-H_3$ og $H_1-H_3-H_4$) beregnes determinanten til alle kombinationer af to hjørnepunkter og det afprøvede partikelbanepunkt i rækkefølgen hjørnepunkt₁→hjørnepunkt₂→partikelbanepunkt. Såfremt alle tre determinanter for én af oplandstrekantene er negative betyder det, at punkterne i alle tre situationer er taget i urets retning, og det kan kun forekomme, såfremt partikelbanepunktet ligger inden for trekanten udspændt af hjørnepunkterne. Dette er illustreret på nedenstående figur.

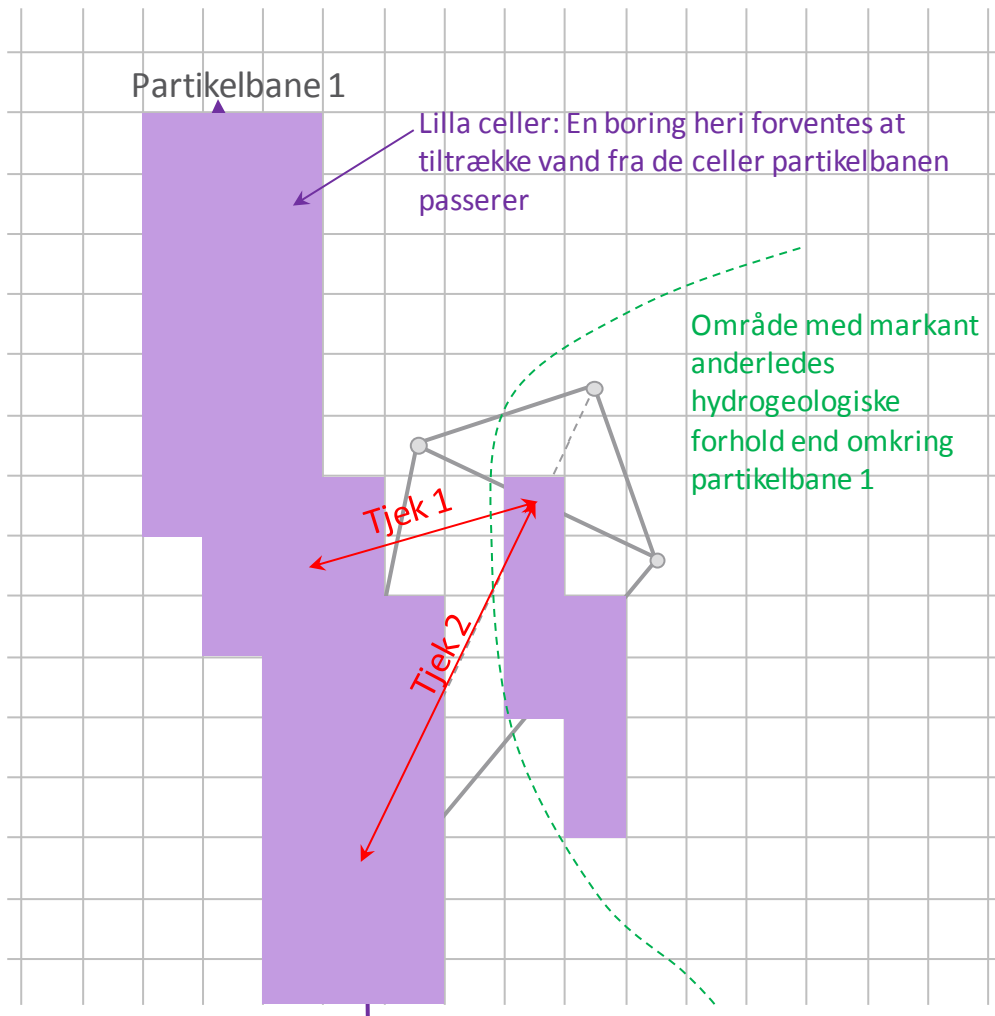


Figur 3.7 Bestemmelse af partikelbanepunkters beliggenhed inden for/uden for indivindingsopland ved hjælp af determinantberegninger. Alle tre determinanter beregnet for trekanten H_1 - H_2 - H_3 og punktet P1 er negative, hvilket betyder at P1 ligger inden for arealet udspejdet af hjørnepunkterne. Punktet P2 ligger uden for oplandet, da mindst én determinant for hver trekant og P2 er større end nul.

3. Korrektion af overlap som følge af heterogenitet

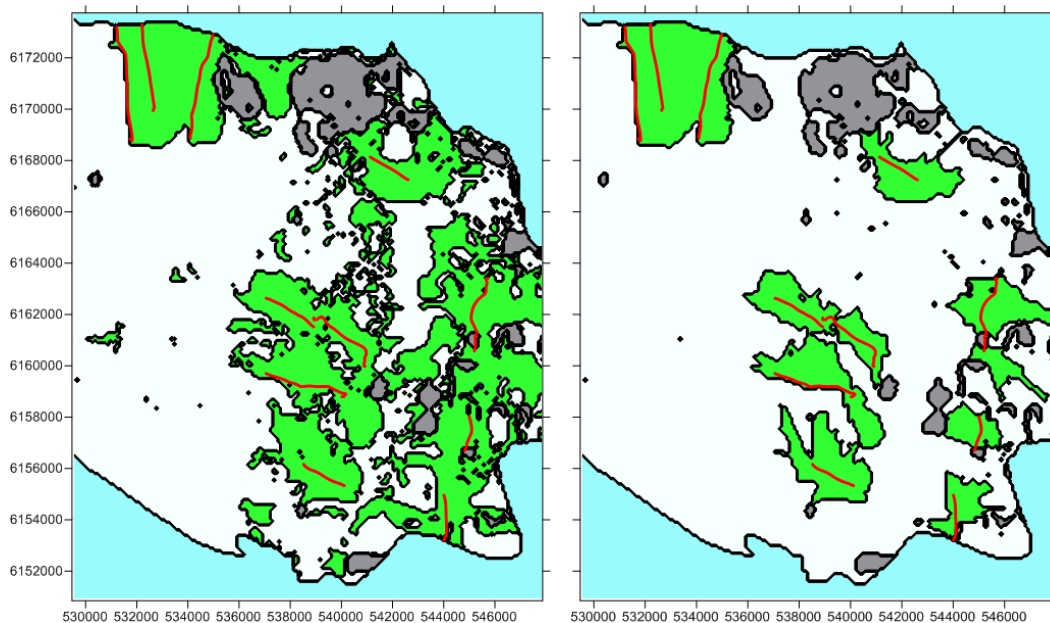
Determinantberegningerne giver en bruttoliste over, hvilke partikelbaner den enkelte boringsplacering indivindingsopland overlapper. Den anvendte metode forudsætter dog, at de samme hydrogeologiske forhold hersker inden for hele lederadiusen, som i det afprøvede boringspunkt. De anvendte data varierer dog ofte fra celle til celle, hvilket gør den indledende udpegning af overlap grov, og kan føre til usammenhængende udpegninger, som vist med lilla skravering på Figur 3.8. Usammenhængende områdeudpegninger er en fysisk umulighed, og der udføres derfor tjek af, om der er ikke-udpegede celler, dels langs en linje på den korteste afstand fra boring til partikelbane (Tjek 1) og dels langs oplandets længdeakse, såfremt denne skærer partikelbanen (Tjek 2). Såfremt både Tjek 1 og Tjek 2 afslører ikke-udpegede celler, sorteres den afprøvede boringsplacering fra, da den umuligt vil kunne trække vand fra partikelbanen.

Det skal bemærkes, at det kun er den synlige fejlbehæftede udpegning som følge af heterogenitet, der kan korrigeres ved denne metode. Der kan også forekomme fejlbehæftede udpegninger, som hænger sammen med de korrekt udpegede områder (dvs. hvor der er ikke-mellemiggende ikke-udpegede celler), men disse områder kan ikke umiddelbart identificeres.



Figur 3.8 Eksempel på usammenhængende udpegning af områder, hvor placering af en boring forventes at tiltrække vand fra en partikelbane. Markant anderledes hydrogeologiske forhold i området øst for den grønne streg kan betyde, at der i det område udpeges celler, som vil tiltrække vand fra partikelbanen, selvom der i det mellemliggende område er celler, hvor en boring ikke vil tiltrække vand fra partikelbanen. Dette er en fysisk umulighed, og de "afkoblede" udpegede celler skal således sorteres fra. Dette gøres ved beregningsprocedurer, der undersøger om der findes ikke-udpegede celler dels i den korteste afstand fra boring til partikelbane (Tjek 1) og dels langs oplandets længdeakse, såfremt denne skærer partikelbanen (Tjek 2). Såfremt både Tjek 1 og Tjek 2 afslører ikke-udpegede celler, sorteres den afprøvede boringsplacering fra, da den umuligt vil kunne trække vand fra partikelbanen.

Der er i projektet udarbejdet to makroer, der dels kan foretage den indledende afsøgning af, om der er overlap mellem oplande og partikelbaner og dels korrigerer udpegningen på baggrund af heterogenitet. Figur 3.9 viser et eksempel på resultaterne af disse procedurer for et værkstedsområde.



Figur 3.9 Eksempel på indledende beregning af overlap mellem indvindingsoplande og forureningsfaner (røde baner) (tv.) og efterfølgende korrektion på baggrund af heterogenitet (th.). De grønne områder viser de områder, hvor placering af en indvindingsboring med en indvinding på 100.000 m³/år vil overlape en partikelbane. I grå områder er det betydende vandførende lag ikke til stede. Data stammer fra det semi-syntetiske værkstedsområde beskrevet i kapitel 4.

3.4 Beregning af forureningsindex

For hver placering af indvindingsboringen beregnes et enheds-forureningsindex (FI_E) for hver punktkilde, som udtrykker forholdet mellem et enheds-bidrag fra punktkilden og grænseværdien. Enheds-bidraget fastsættes til 1 g/år, således at det ved senere beregning af afværgescenarier er nemt at variere de enkelte kildestyrker. Enheds-forureningsindexet beregnes ved:

$$FI_E = \frac{J_E}{KK \cdot Q} \quad (3.7)$$

hvor

J_E : Enheds-forureningsflux = 1 g/år

KK : Kvalitetskriterium (mg/l)

Q : Indvinding (m³/år)

Kilde-specifikke forureningsindex kan senere beregnes ved simpelt at multiplicere FI_E med den anvendte kildestyrke i g/år:

$$FI = FI_E \cdot J_{\text{kilde}} \quad (3.8)$$

hvor

J_{kilde} : Kildestyrke (g/år)

3.5 Beregning af udbredelse af reduceret flux som følge af afværgetiltag

For hver tidshorisont kontrolleres for hver mulig boringsplacering, hvor mange gridceller for hver partikelbane oplandet overlapper. Hvorvidt en reduceret flux er nået til det pågældende opland inden for en given tidshorisont afgøres af, hvor mange partikelbanegridceller oplandet overlapper i forhold til basis-scenariet, hvor banerne køres helt til enden, jf. Figur 3.1. Der er tre muligheder:

1. *Oplandet overlapper ingen partikelbaneceller med reduceret flux ved den givne tidshorisont:* Den reducerede flux er ikke nået til oplandet endnu, og der regnes fortsat med den ikke-reducerede flux i indvindingen. Udbredelsen X år efter indsats på Figur 3.1 repræsenterer denne situation.
2. *Antallet af overlappede celler med reduceret flux til den givne tidshorisont er mindre end i basisscenariet:* Den reducerede flux er nået til oplandet, men der er fortsat en "hale" af ikke-

reduceret flux inden for oplandet, og der regnes konservativt fortsat med den ikke-reducerede flux. Udbredelsen Y år efter indsats på Figur 3.1 repræsenterer denne situation.

3. *Antallet af overlappede celler med reduceret flux til den givne tidshorisont er det samme som i basisscenariet:* Fanen med reduceret flux dækker hele oplandet, og der regnes således med den reducerede flux i indvindingen.

Boks 3.1 Eksport og illustration af grid-data

De beskrevne beregningsrutiner genererer data, der ligger i et regulært beregningsnet (også kaldet grid) i regnearksformat. Når disse data skal visualiseres er det hensigtsmæssigt at eksportere dem til et format, som er læsbart af et GIS- eller grafisk interpolationsprogram, som f.eks. Surfer eller Vertical Mapper. Dette kan kræve, at data ligger i X/Y/Z-format, og der er i forbindelse med projektet udarbejdet en makro ”GridTilSurfer”, der kan omsætte griddata til X/Y/Z-format.

Idet der er tale om data i et regulært beregningsnet anbefales det, ved import af data til grafisk interpolation, at anvende interpolationsrutinen *Nearest Neighbor* med ”search radius” svarende til cellestørrelsen i modellen.

3.6 Afprøvning af afværgescenarier

For hvert af de tre scenarier for indvindingsmængde registreres i et regneark for hver placering af indvindingsboringen:

- Forureningsindexene for hver punktkilde
- Hvorvidt fluxreduktionerne fra hver punktkilde er nået til indvindingsoplandet for hver af de valgte tidshorisonter.

Herefter er det via en Monte Carlo simulering muligt at afprøve, hvad forskellige reduktioner for de forskellige punktkilder betyder dels for den samlede grundvandsressource (Trin 1) og for samtlige mulige placeringer af indvindingen (Trin 2).

Reduktionerne i flux fra hver punktkilde samt de tilknyttede omkostninger er afhængige af hvilken type afværgeteknik der anvendes, samt de lokale forhold (forureningens dybde, tilgængelighed, hydrogeologiske forhold mv.). I dette screeningsværktøj er det ikke muligt at tage hensyn til variation i lokale forhold, og der er fastlagt nogle overordnede oprensingsniveauer og – omkostninger for forskellige teknikker ud fra erfaringer, som vist i Tabel 3.2 og Tabel 3.3.

Ligeledes er der foretaget en grov erfaringsmæssig kategorisering af størrelser af forureningssager, som ikke tager højde for lokale variationer, som vist i Tabel 3.3. Nogle litteraturkilder (bl.a. Siegrist et al., 2011) angiver, at der ofte opnås ”stordriftsfordele” i form af lavere enhedsomkostninger pr. ton forurennet jord på store sager, men omvendt ligger forureningen på store sager ofte også i større dybde, hvilket alt andet lige fordyrer projektet. Det er derfor valgt at fastholde ensartede enhedsomkostninger for alle typer sager i denne screeningsøvelse.

Samlet giver erfaringstallene fra de to tabeller et groft overslag på omkostningerne for forskellige massereduktioner for forskellige typer sager, som vist nederst i Tabel 3.3.

Tabel 3.2 Erfaringsmæssige oprensningsgrader og omkostninger for forskellige afværgeteknikker. Tallene er skønnede overslag baseret på udførte afværgeprojekter.

	Delvis opgravning*	Opgravning	Termisk oprensning
Fjernet masse (%)	50 %	90 %	99 %
Omkostninger pr. ton forurennet jord (kr./ton ekskl. moms)	750	750	3.000

* I det delvise opgravningsscenario håndteres den lettest tilgængelige del af forureningen, og det forudsættes, at der bortgraves 50 % af jordmængden som i scenariet "Opgravning", og at 50 % af forureningsmassen fjernes.

Tabel 3.3 Forudsatte størrelser af forskellige niveauer af oprydning. Tallene for forureningsvolumener er baseret på skøn ud fra tidligere udførte afværgeprojekter, og de også erfaringsbaserede økonomital stammer fra Tabel 3.2.

	Lille projekt	Mellemstort projekt	Stort projekt
Interval for forureningsflux (g/år)	< 0,1 kg/år	0,1 – 1 kg/år	≥ 1 kg/år
Forurennet areal (m ²)	50-100	100-500	100-500
Forurennet dybde (m)	< 5	5-10	> 10
Forurennet volumen (m ³)	300	1.500	3.000
Mængde forurennet jord (ton)	540	2.700	5.400
Omkostninger (kr. ekskl. moms)			
Delvis opgravning (50% red.)	200.000	1,0 mio.	2,0 mio.
Opgravning (90% red.)	400.000	2,0 mio.	4,0 mio.
Termisk oprensning (99% red.)	1,6 mio.	8,1 mio.	16 mio.

Et nyligt litteraturstudie har vist, at det ikke er muligt generelt at vurdere hvilken reduktion i flux, man vil opnå ved en given reduktion i masse (Miljøstyrelsen, 2012b). På det grundlag er det således som bedste bud forudsat, at der er 1:1 sammenhæng mellem reduktion i masse og flux.

3.6.1 Budget for afværgetiltag

Da effekten af afværgetiltagene i forureningsfanerne sker relativt langsomt, foretages beregningen af effekt af afværgetiltag ud fra 10 års afværgebudget for det pågældende grundvandsområde. På denne måde er der mulighed for, at der nogle år kan igangsættes større projekter, og der kan afprøves en større variabilitet i afværgetiltag.

I Trin 1 vurderes fluxreduktionerne som følge af afværgetiltag i forhold til den beregnede tålegrænse for grundvandsressourcen som helhed, evt. med og uden en sikkerhedsfaktor.

I Trin 2 beregnes den reddede ressource (m³/år) for hvert afværagescenario som:

$$(\text{Forurennet areal}_{\text{basis}} - \text{Forurennet areal}_{\text{scenario}}) \cdot \text{nettoinfiltrationen til magasinet}$$

Ved "forurennet areal" forstås de områder, hvor indvindingsboringen ikke kan placeres uden en uacceptabel koncentration i det indvundne vand.

På baggrund af erfaringstal for omkostninger for forskellige typer oprensninger foretages overslagsberegninger af omkostningerne i kr./m³ reddet årlig ressource for hvert afværagescenario. Der kan herefter foretages en statistisk opsamling på alle afværagescenarierne (for hver af de tre indvindingsstørrelser), og trends og anbefalinger kan udledes. Resultaterne kan med fordel illustreres i et GIS-miljø, hvor det f.eks. er muligt at illustrere udviklingen i reddet ressource over tid for en række udvalgte scenarier, som det f.eks. er vist på Figur 4.11.

3.7 Opsummering af metodik

Metodikken præsenteret i dette kapitel gør det muligt dels at give overblik over basistilstanden over punktkildepåvirkning i et grundvandsområde, og dels at køre et stort antal scenarier, hvor effekten af forskellige afværgetiltag i form af reddet ressource kan vurderes.

Metodikken består af følgende trin, hvor trin markeret med rødt må betegnes som et **ekspertsystem**, og trin med grønt er et **alment brugersystem**. Som nævnt er det tilstræbt, at når først systemet er sat op, er det meget nemt at afprøve mange forskellige scenarier med forskellige kildekonfigurationer og afværgescenarier.

- Afgrænsning af grundvandsområde.
- Definition af betydende forureningskilder og deres kildestyrker (g/år).
- Etablering af basisscenario.
 - Trin 1
 - Beregning af tåleflux (med og uden sikkerhedsfaktor).
 - Beregning af samlet flux fra forureningskilder.
 - Trin 2
 - Indhentning af hydrogeologiske parametre og partikelbaner.
 - Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og forureningsfaner.
 - Korrektion af overlap i forhold til heterogenitet.
 - Beregning af enheds-forureningsindex.
 - Beregning af udbredelse af reducerede fluxe til forskellige tidshorisonter.
 - Beregning (og evt. illustration) af forurennet ressource i basisscenarioet uden afværge.
- Modellering af afværgescenarier
 - Budget for afværgetiltag.
 - Definition af mulige kildereduktioner og omkostninger.
 - Monte Carlo simulering af reduktioner i kildestyrker for en række scenarier.
 - Trin 1
 - Beregning af samlet flux fra kilder.
 - Vurdering af forurennet/reddet ressource.
 - Trin 2
 - Beregning af kilde-specifikke forureningsindex.
 - Beregning af forurennet ressource til forskellige tidshorisonter.
 - Beregning af omkostninger pr. m³ reddet ressource.
 - Visualisering af udvikling i reddet ressource til forskellige tidshorisonter.

3.8 Forudsætninger og begrænsninger i Trin 2-metoden

Det har været nødvendigt at anvende en række forudsætninger og antagelser i Trin2-metoden for at kunne udføre de analytiske beregninger. Her gøres rede for de betydende begrænsninger, og hvilken betydning vi vurderer, de har for det samlede resultat.

3.8.1 Ændring i potentialeforhold

Den anvendte metodik tager ikke hensyn til, at placering af en fiktiv indvindingsboring vil ændre på strømningsforholdene, og dermed bliver effekten af, at en kraftig indvinding kan "trække" fanen til sig ikke simuleret. En konsekvens heraf er, at de celler, der udpeges som indvindingsopland ikke nødvendigvis 100% afspejler det egentlige opland, særligt i de områder, hvor den fiktive indvindingsboring placeres tæt på en partikelbane. Der tages til dels højde for dette ved, at det er defineret, at boringer placeret i celler, hvorigennem der passerer en partikelbane, indfanger bidraget fra partikelbanen.

Forudsætningen kan ikke siges at gøre beregningen mindre konservativ, da det område indvindingsoplandet eventuelt "mangler" vil blive tilføjet andre steder, da den samlede vandbalance (og dermed indvindingsoplandets størrelse) skal gå op. Forudsætningen introducerer derimod en usikkerhed i beregningen, særligt for de store indvindingsstørrelser, som ændrer

potentialeforholdene mest. Usikkerheden for de små indvindinger (10.000 m³/år) vurderes ubetydelige, da de kun i begrænset omfang ændrer potentialeforholdene, og som nævnt er det defineret, at boringer placeret i celler, hvorigennem der passerer en partikelbane, automatisk indfanger bidraget fra partikelbanen. Der er ikke regnet nærmere på den introducerede usikkerhed for de store indvindinger, men for 1 mio./m³-scenariet vurderes det, at det kan være usikkerhed på udpegnings af op til 5-10 % af cellerne.

3.8.2 Stoftransport i grundvandsmagasinet

Idet stoftransporten i grundvandsmagasinet regnes via partikelbaner, forudsættes den konservativt at foregå uden nedbrydning, sorption og diffusion/dispersion.

Nedbrydning

De miljøfremmede stoffer, der oftest er årsag til lukning af indvindingsboringer, er svært nedbrydelige stoffer som chlorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter, samt visse pesticider og deres metabolitter.

For disse stofgrupper vurderes forudsætningen om fravær af nedbrydning at være rimelig, da der sjældent hersker forhold, der betinger fuldstændig nedbrydning af chlorerede stoffer helt til ethen/ethan, ligesom der ofte ses ophobning af svært nedbrydelige metabolitter af pesticider.

Sorption

De nævnte stoffer sorberes meget svagt i miljøer med lavt organisk indhold, såsom et primært grundvandsmagasin. For eksempel regnes for trichlorethylen (TCE) en retardationsfaktor på ca. 1,1 ved et organisk stofindhold på 0,05 %. Generelt kan negligeringen af sorption medføre en overestimering af transporthastighederne i grundvandet med ca. 10 %. Det kan føre til, at de reducerede fluxe beregnes at have effekt en smule hurtigere, end hvis sorption var medtaget. Generelt vurderes denne usikkerhed dog at være væsentligt mindre den overordnede konceptuelle usikkerhed der opereres med i screeningsværktøjet, og negligeringen af sorption vurderes derfor ikke at have betydende effekt på resultatet.

Diffusion/dispersion

Negligeringen af diffusion/dispersionsprocesser kan i enkelte tilfælde føre til enten overestimering eller underestimering af bidragene til indvindingsboringen. Dette kan ske, såfremt spredningen af en fane ville føre til, at kun dele af forureningen reelt ville blive opfanget af indvindingsboringen (overestimering) eller hvis indvindingsboringen ligger i kanten af en diffust spredt fane (underestimering).

De primære dispersionsprocesser foregår dog i longitudinal retning, og da der regnes med forureningsfaner ført "til enden" vurderes effekten heraf at være minimal. Der tages endvidere indirekte højde for størsteparten af den sideværts spredning i form af cellestørrelsen i den anvendte model, da fanen beregningsmæssigt antages at strække sig over hele cellens bredde.

Faneudbredelse

En forudsætning for den beskrevne metode til vurdering af afværgescenarier er, at *udbredelsen* af forureningsfanerne ikke ændres som følge af afværgen, men at *koncentrationerne* i fanerne reduceres tilsvarende med reduktionen i fluxen fra kilden. Denne forudsætning vurderes rimelig, da forureningsfaner sjældent er specielt brede, og at det langt overvejende er selve kildens bredde og ikke dens styrke, der afgør hvor bred fanen er.

3.8.3 Tidshorisonter og fanelængder

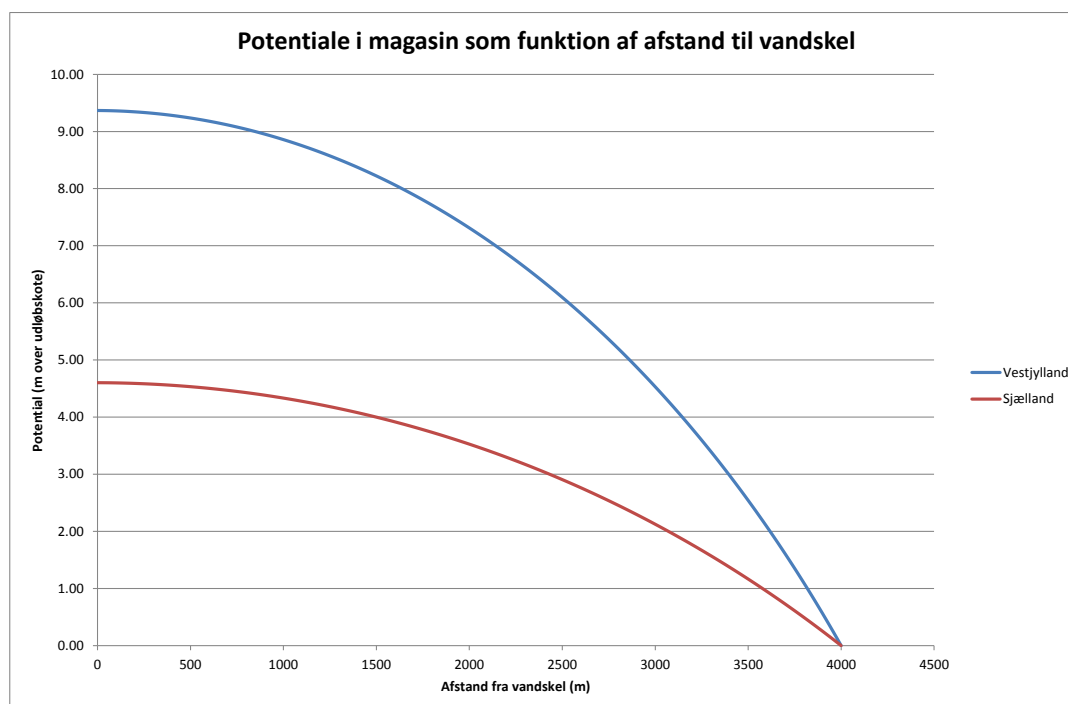
De udførte modelkørsler i værkstedsområdet (kapitel 4) viser, at der opnås en maksimal længde på fanerne på op til ca. 4.000 m. For at vurdere om længden er realistisk, samt hvilke tidshorisonter der typisk skal til under forskellige forhold, er der sat en analytisk beskrivelse op af 2 scenarier som

afspejler hhv. Vestjylland med stor nettonedbør og Østjylland/Sjælland med en væsentlig mindre nettonedbør til at belyse opholdstider og dermed potentielle udvaskningshorisonter. I Tabel 3.4 er vist de opstillede forudsætninger for de to beregnede scenarier, hvor det for overskuelighedens skyld kun er nettonedbøren, der er varieret på. Scenarierne er opstillet på baggrund af den valgte K værdi for magasinet og en fastholdt minimumshøjde for strømmingen ved udløbet. På baggrund af dette er gradienten estimeret og vandspejlsforløbet er genereret på baggrund af dette. De valgte parametre afspejler typisk større sammenhængende sandmagasiner som Sand 2 under den nordlige del af Københavnsområdet eller de øvre sandmagasiner i den vestlige del af region Syddanmark.

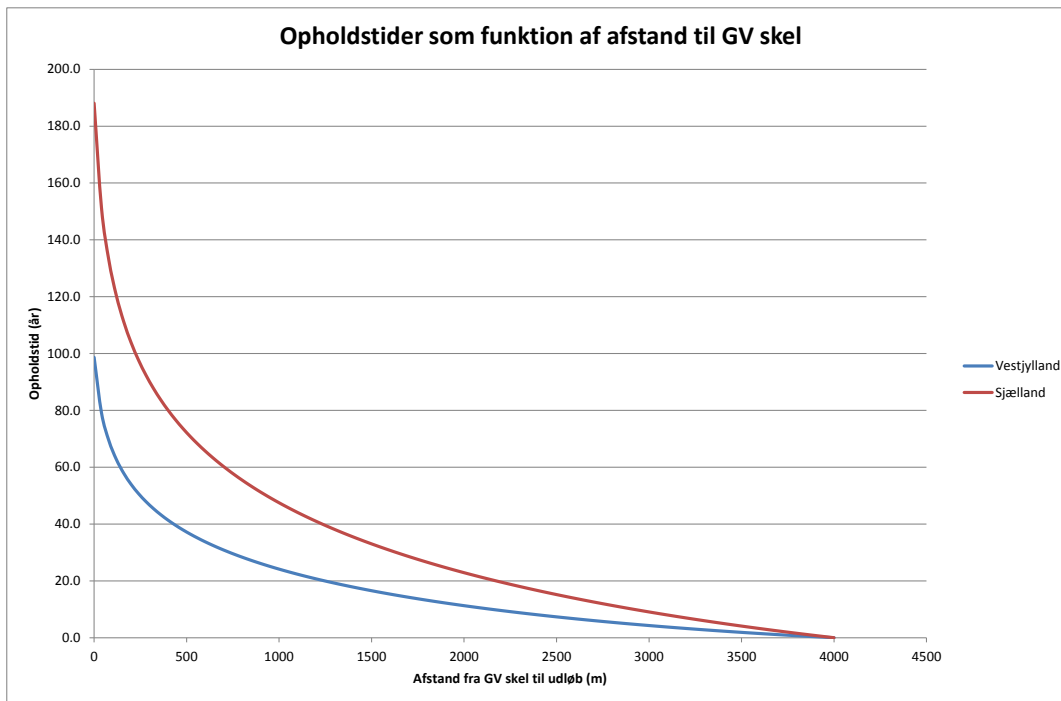
Tabel 3.4 Anvendte parametre til beregning af tidshorisonter.

Parameter	Vestjylland	Østjylland/Sjælland/Fyn
Karakteristisk længde i magasin til udløb (m)	4.000	4.000
Minimum højde af mættet zone ved udløbet (m)	20	20
Hydraulisk ledningsevne (m/s)	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$
Porøsitet (m^3/m^3)	0,3	0,3
Nettonedbør (mm)	450	200
Beregnet højde af mættet zone ved vandskel (m)	29,4	24,6

Ud fra parametrene i Tabel 3.4 kan der genereres et potentialeforløb som vist i Figur 3.10. På baggrund af gradienten og den hydrauliske ledningsevne samt porøsiteten kan man beregne hastigheden og dermed opholdstiden igennem systemet. Opholdstiden som funktion af afstanden er vist på Figur 3.11.



Figur 3.10 Potentiale i de to scenarier som funktion af afstanden fra vandskellet til udløbet.



Figur 3.11 Opholdstiden som funktion af afstanden fra vandskellet i de to scenarier.

Af Figur 3.11 fremgår, at en kilde påtrykt tæt på vandskellet i de to scenarier vil være hhv. knap 100 år i det jyske og 190 år i sjællandske scenarie om at nå frem til enden. Tilsvarende ses, at hvis kilden eksempelvis ligger midt mellem vandskel og udløb fås opholdstider på hhv. 11 år i det jyske og ca. 23 år i det sjællandske scenarie for afstande på 2.000 m, frem til udløbet.

Dette kan være med til overordnet at forklare observationen af lange faner fra en række kendte kilder vest for israndslinien i forhold til en række kortere faner på Sjælland. Den lavere strømningshastighed forårsaget af en lavere nettonedbør og en generelt mindre grundvandsdannelse på hovedparten af Sjælland/Østjylland betyder, at der overordnet vil være en række kilder, der langt fra har nået sin maksimale udbredelse endnu.

I forhold til det opstillede modelkoncept, hvor fanen er udbredt i sin maksimale form, er der beregnet fanelængder på op til ca. 4.000 m. Jf. Figur 3.11 svarer dette i typiske scenarier til en transporttid 100-200 år. De kendte kilder med chlorerede opløsningsmidler har for hovedpartens vedkommende på nuværende tidspunkt en alder på 25-50 år. Fra en lang række af disse cases kendes masser i størrelsesordenen 100-200 kg opløsningsmidler og stoffluxe på 1-2 kg/år 20-40 år inde i udvaskningsforløbet. Dette understøtter, at kilderne kan have en levetid, der ultimativt vil give de beregnede fanelængder, også i Østdanmark, såfremt der ikke udføres indgreb og stofferne i øvrigt ikke omsættes i magasinet.

3.8.4 Samlet vurdering af forudsætninger og begrænsninger

Den mest afgørende forsimpning i metodikken er det forhold, at der ikke tages højde for ændrede potentialeforhold som følge af de påtrykte fiktive indvindinger. Som nævnt vurderes det ikke at have stor betydning for de små indvindinger, men for de store giver det en usikkerhed på udpegningen af indvindingsoplandet, løst vurderet i størrelsesordenen 5-10 % af cellerne. Det vil kræve en nærmere analyse med kørsel af en egentlig grundvandsmodel med forskellige placeringer af indvindingsboringer at komme dette usikkerhedstal nærmere.

For nogle boringsplaceringer kan "det rigtige" forureningsbidrag være væsentligt større end det beregnede, hvis den skulle have indfanget en bestemt partikelbane med et højt bidrag og vice versa. Som gennemsnit for alle boringsplaceringerne inden for oplandet vurderer vi, at den samlede

usikkerhed på resultatet (dvs. den forurenede og reddede ressource) formentlig er i samme størrelsesorden som usikkerheden på de udpegede celler, dvs. løst vurderet 5-10 %.

De øvrige forudsætninger vurderes som nævnt ikke at have betydende effekt på resultatet. Samlet set vurderer vi, at metodikken giver fornuftige resultater i forhold til, hvad en avanceret dynamisk model ville give, når det erindres, at der er tale om en screeningsmodel til vurdering af størrelsesordener for forskellige afværgestrategier.

4. Afprøvning i værkstedsområde

Afprøvning af den udviklede metode i et værkstedsområde tjener til dels at illustrere, hvorledes der kan arbejdes med metoden, hvilke resultater der kan opnås heraf, og dels at uddrage nogle generelle erfaringer og øjenåbnere i forbindelse med arbejdet.

4.1 Valg af område

Som værkstedsområde for afprøvning af det udviklede koncept er anvendt Trekantsområdet mellem Vejle, Fredericia og Kolding i Region Syddanmark. Området er valgt, fordi der foreligger et veldokumenteret data- og modelgrundlag for området.

4.2 Modeldata

Forsyningsselskabet TRE-FOR Vand har på baggrund af Vejle Amts kortlægningsarbejde fået udarbejdet en geologisk model og grundvandsmodel for Trekantsområdet (TRE-FOR Vand, 2009), som er hentet fra GEUS' Modeldatabase (GEUS, 2010). Modellen er sat op i MODFLOW med brugerfladen Groundwater Vistas 5.

Den primære indvinding i området foregår fra det modellag, der kaldes lag 4, som repræsenterer de geologiske enheder, der i indsatsplanlægningsrapporterne betegnes "det øvre primære grundvand", og som primært er tilknyttet smeltevandssand (Vejle Amt, 2004). Beregningen af analytiske indvindingsoplande, jf. metoden i afsnit 3.3, tager dermed udgangspunkt i de modelgivne og – beregnede hydrogeologiske parametre for lag 4¹.

Beregningerne tager udgangspunkt i følgende data fra grundvandsmodellen, som alle er hentet ind på celleniveau:

- Z-koter for øvre og nedre grænse for lag 4 ($Z_{\text{øvre}}$ og Z_{nedre})
- Horizontal hydraulisk ledningsevne i lag 4 (K_x)
- Simuleret grundvandspotentiale i lag 4 (H)

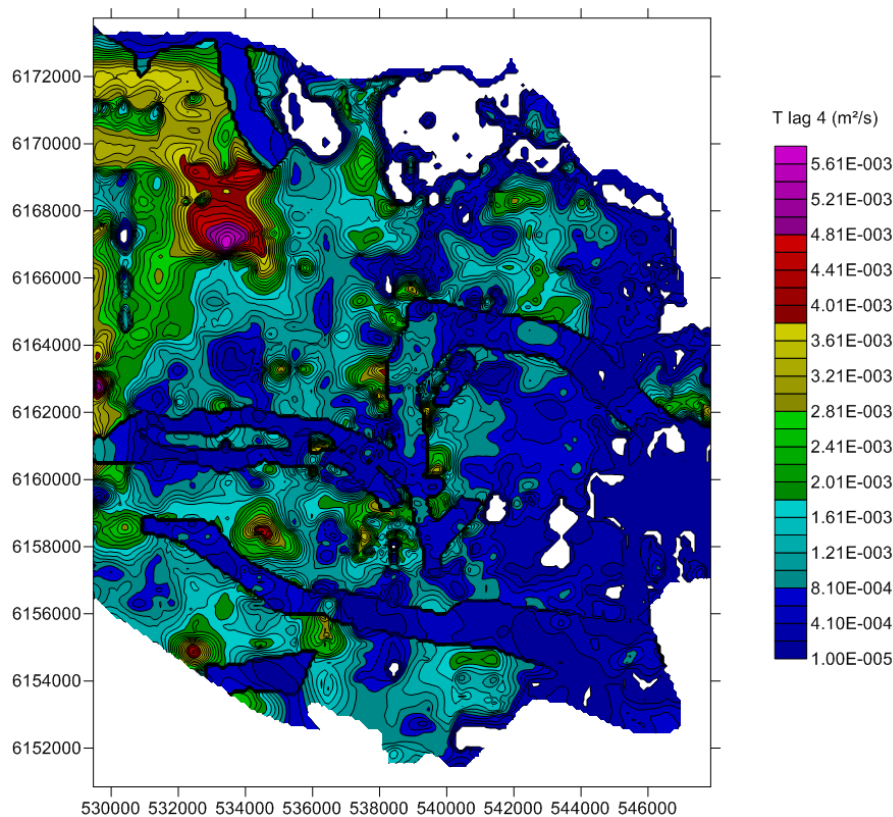
Endvidere er anvendt zonerede, midlede værdier for nettoinfiltrationen til grundvandsmagasinet (N).

Den hydrauliske gradient, i , og transmissiviteten, T , på celleniveau er beregnet ud fra K_x , $Z_{\text{øvre}}$ og Z_{nedre} og H via formel 3.1 og 3.2.

Transmissiviteten i lag 4 ligger generelt mellem 10^{-5} og $5 \cdot 10^{-3}$ m²/s, jf. Figur 4.1. Der er i dette projekt fastlagt en nedre grænse for udnyttelig vandressource ved en transmissivitet på 10^{-5} m²/s. Det gør, at der er områder af værkstedsområdet, der jf. denne definition ikke er udnyttelige (vist som blanke områder på figuren), primært i den sydøstlige del af området. Dette stemmer overens med figur 2 i TRE-FOR Vand (2009), hvor det ses at der er meget få indvindinger i den sydøstlige del af området.

¹ I andre værkstedsområder kan der være dele af området, hvor de betydende grundvandsforekomster er tilknyttet flere af de definerede modellag, og man skal således være opmærksom på at anvende hydrauliske egenskaber for fællesmængden af de pågældende lag.

Laget er heller ikke med i dele af den nordligste del af området, jf. Figur 4.1. I dette område skyldes det ikke ledningsevne-mæssige forhold, men at laget af topografiske årsager er tørt i modellen.



Figur 4.1 Transmissivitet i modellag 4 (øvre primære grundvandsmagasin), beregnet ud fra formel 3.2. Blanke områder er områder, hvor transmissiviteten er mindre end $<10^{-5}$ m²/s (primært i den sydøstlige del) eller hvor laget er tørt i modellen (primært i den nordlige del).

4.3 Punktkilder i værkstedsområdet

Baseret på erfaringerne fra den risikobaserede prioritering af punktkilder i grundvandsområdet Børkop-Kongsted-Follerup (en del af TRE-FOR-modelområdet) i efteråret 2011 (Region Syddanmark, 2011) vurderes der ikke at være et tilstrækkeligt antal betydende punktkilder indenfor modelområdet til, at "virkelige" punktkilder kan danne grundlag for illustration af de udviklede metoder.

Da projektet har til hensigt at beskrive et metodekoncept (og ikke en konkret vurdering for et område) er der istedet lavet et setup med en række syntetiske forureningskilder indenfor modelområdet. For at få et bud på en realistisk tæthed af punktkilder samt kildestyrkerne herfor, tages udgangspunkt i Naturstyrelsens omfattende risikovurdering af punktkilder i kortlægningsområde Mølleå og Bagsværd (område 2bc) nord for København (Naturstyrelsen, 2012), som skaleres til det aktuelle område.

4.3.1 Tæthed af punktkilder

Indenfor det 112 km² store Mølleå-område er der identificeret:

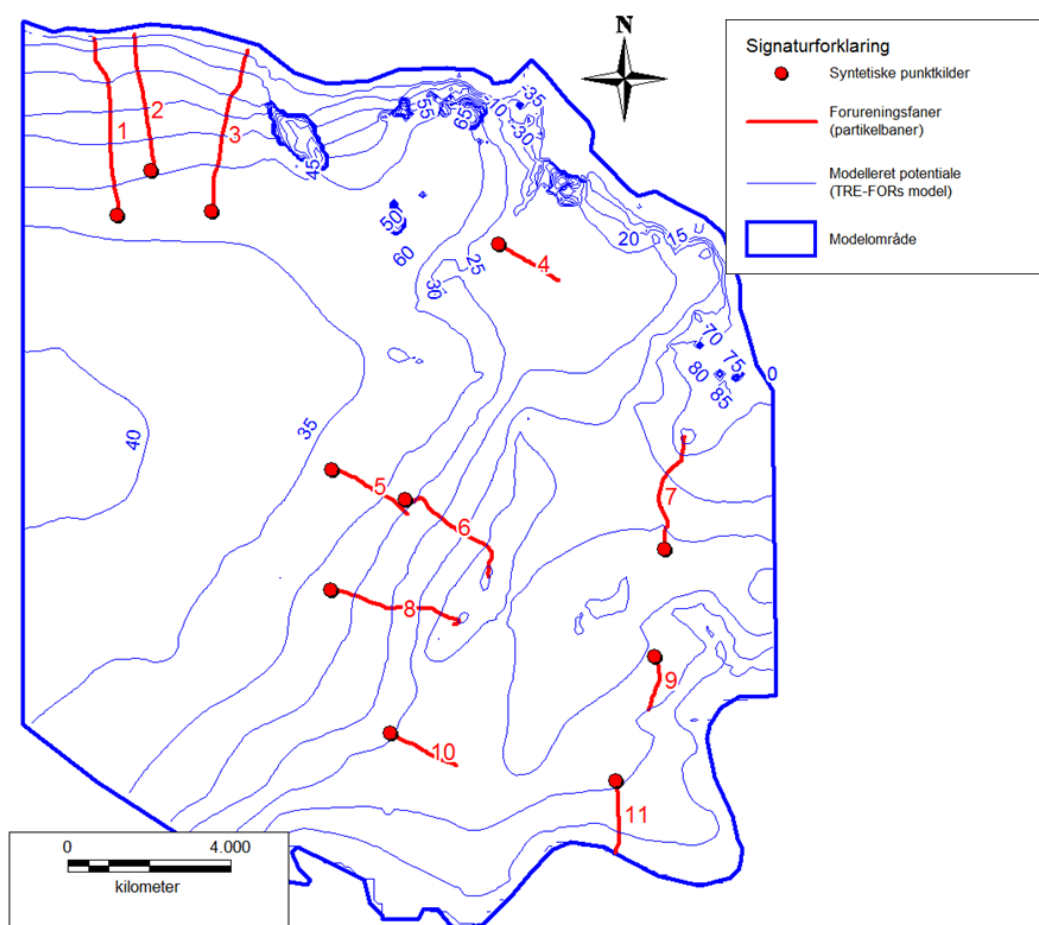
- 749 kortlagte V1- og V2-kortlagte lokaliteter (6,7 pr. km²)
- Heraf er 363 kategoriseret som generel "høj grundvandsrisiko" ud fra de påviste stoffer (3,2 pr. km²). Dette omfatter lokaliteter hvor der er påvist eller mistanke om chlorerede opløsningsmidler, benzen, phenol eller MTBE.

- Blandt disse er der udført detalstudier og fluxberegninger for 120 lokaliteter, som vurderes at omfatte de betydende V2-kortlagte punktkildetrusler i forhold til indvindingen i området (1,1 pr. km²). Dette omfatter lokaliteter, hvor der er påvist chlorerede opløsningsmidler.

Tætheden af kortlagte ejendomme indenfor Mølleå-området er væsentligt højere end det gennemsnitlige niveau på landsplan. Mens der samlet set er 6,7 kortlagte lokaliteter/km² i Mølleåområdet ligger niveauet i et typisk område med blandet landområde og bebyggelse på ca. 0,2 kortlagte lokaliteter/km², jf. en opgørelse i Miljøstyrelsen (2011a). Hvis forholdet mellem det samlede antal punktkilder og de kritiske punktkilder antages at være som i Mølleå-området, svarer dette i et typisk område med blandet landområde og bebyggelse til:

- 0,1 lokaliteter med høj grundvandsrisiko pr. km² eller
- 0,03 betydende V2-kortlagte punktkildetrusler pr. km²

TRE-FORs modelområde for Trekantsområdet er 337 km², og ovenstående forudsætninger giver hhv. 34 lokaliteter med høj grundvandsrisiko og 11 betydende V2-lokaliteter indenfor området. Da konceptet skal afspejle udfordringen fra de betydende lokaliteter indenfor den offentlige grundvandsrettede indsats, vurderer vi, at det syntetiske modelsetup bliver mest tro mod den administrative virkelighed ved anvendelse af 11 betydende lokaliteter indenfor modelområdet. Lokaliteterne er placeret "semi-tilfældigt" som vist på Figur 4.2 ud fra overvejelser om, at potentielt forurenende ejendomme typisk ligger i klynger i forbindelse med større byområder samt enkelte som isolerede ejendomme. Større byområder ligger endvidere oftest nær hav eller fjord, mens enkelte ligger inde i landet.

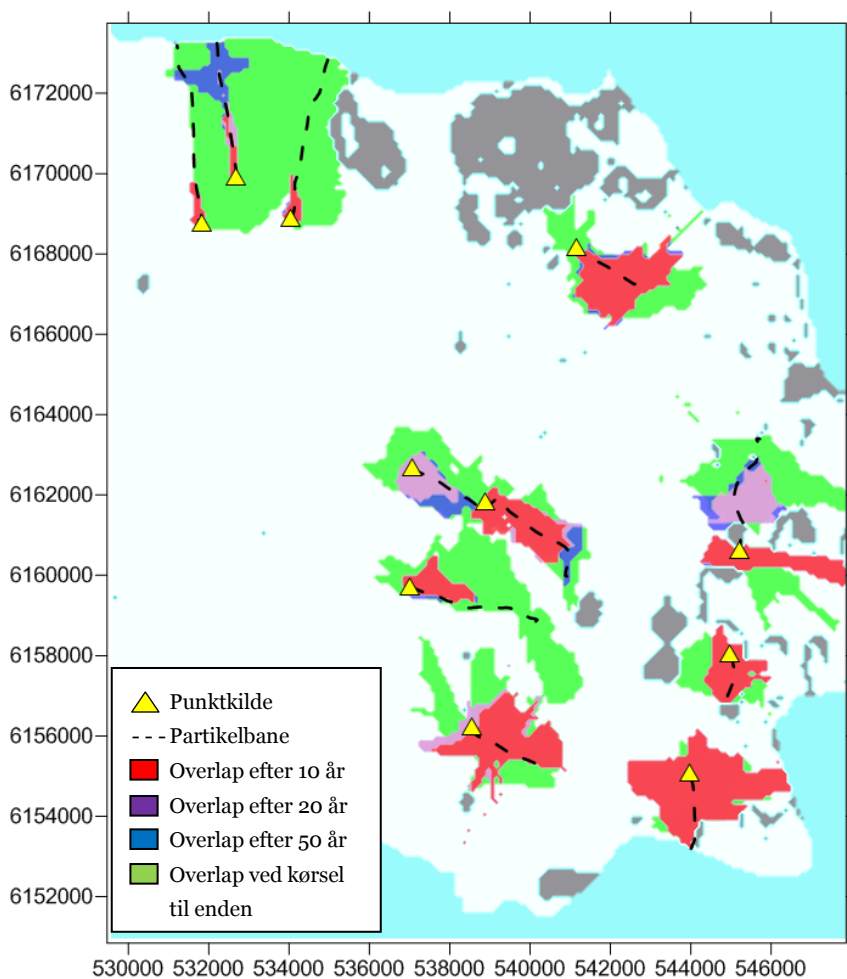


Figur 4.2 Placering og nummerering af syntetiske betydende forureningskilder inden for værktødsområdet. Teoretiske forureningsfaner er vist som partikelbaner simuleret "til enden", enten i form af kyster, vandløb eller eksisterende indvindingsboringer.

For hver punktkilde er simuleret partikelbaner i grundvandsmodellen, både "til enden" og til en række intermediære tidspunkter. De længste transporttider "til enden" for partikelbanerne fra punktkilderne er ca. 150 år (punktkilde 1 og 3). De intermediære tidspunkter er herefter defineret til 10, 20, 50 og 100 år, til hvilke effekten af afværgeindsatser til tiden "0" vurderes.

4.4 Beregning af overlap mellem indvindingsoplande og forureningsfaner

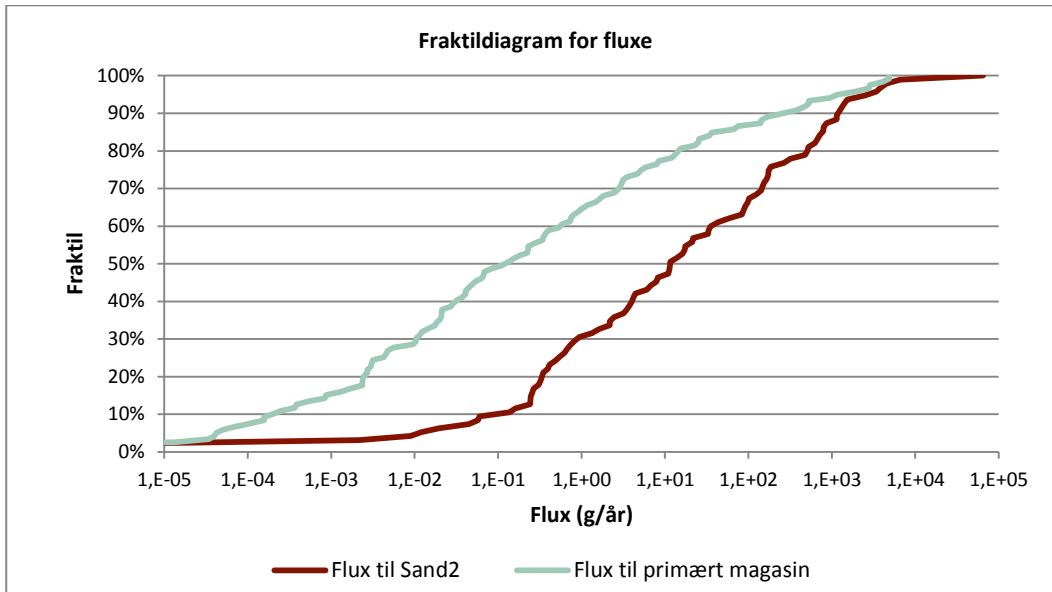
For samtlige mulige placeringer af en fiktiv indvindingsboring inden for værkstedsområdet er beregnet, hvorvidt det tilhørende indvindingsopland overlapper en eller flere af partikelbanerne via metoden beskrevet i afsnit 3.3. Overlappene er jf. afsnit 4.3 beregnet for tidshorisonterne 10, 20, 50 og 100 år efter afværge samt for partikelbaner ført helt til enden. Dette er gjort for alle anvendte indvindingsrater, og de resulterende overlap for en indvinding på 100.000 m³/år er vist på Figur 4.3.



Figur 4.3 Overlap mellem teoretiske indvindingsoplande for en indvindingsboring med indvinding på 100.000 m³/år og partikelbaner fra de 11 syntetiske punktkilder til forskellige tidshorisonter. Figuren viser således, hvor stort en del af grundvandsressourcen, der potentielt påvirkes, efterhånden som forureningsfanen udbreder sig fra punktkilderne. Bemærk, at figuren ikke angiver, om den fiktive indvinding er påvirket over eller under grundvandskriteriet. Denne vurdering foretages senere, se f.eks. Figur 4.10.

4.5 Kildestyrker

For de 120 lokaliteter i Mølleå-området er der regnet forureningsfluxe til hhv. et regionalt sandmagasin (Sand2) og det primære magasin. Fraktildiagrammerne for de maksimale fluxe for hver lokalitet fremgår af nedenstående figur.



Figur 4.4: Fraktildiagram for de udførte fluxberegninger i Mølleå-projektet (120 lokaliteter) (Naturstyrelsen, 2012). Af grafen ses hvor stor en andel af lokaliteterne der har en maksimal flux mindre end en given værdi. Bemærk den logaritmiske x-akse.

Idet bidraget til Sand2 kan transporteres videre til det primære magasin længere nedstrøms, vurderes fluxen til Sand2 at være worst case for påvirkningen af grundvandsressourcen for hver lokalitet.

Under antagelse af, at fordelingen af fluxbidrag i Mølleå-området afspejler den generelle fordeling på landsplan er bidragene fra de 11 syntetiske lokaliteter i værkstedsområdet fastsat ud fra faste frakttil-intervaller af den viste fordeling for maksimale flux til Sand2 i Figur 4.4.

Den nedre frakttilgrænse fastlægges ud fra en bagatelgrænse, således at der ses bort fra meget små fluxe, der er ubetydelige i forhold til risiko. Der tages her udgangspunkt i den laveste indvinding (10.000 m³/år) og et kvalitetskriterium på 1 µg/l, gældende for chlorerede opløsningsmidler. Dette giver som udgangspunkt en bagatelgrænse for flux på 10 g/år for overholdelse af kvalitetskriteriet, men da flere forureningskilder kan bidrage til påvirkningen af en indvinding, og vi i øvrigt ikke ønsker at "fylde bægeret op" med forurening, fastlægges bagatelgrænsen til 1/10 af denne værdi, og bagatelgrænsen bliver dermed 1 g /år. Dette svarer til ca. til 30 %-fraktilen på Figur 4.4.

De 11 fluxværdier fastlægges herefter ud fra ligelige spring på fraktildiagrammet fra 30 %-fraktilen til en øvre frakttilgrænse på 95 %, svarende til ca. 2.500 g/år.

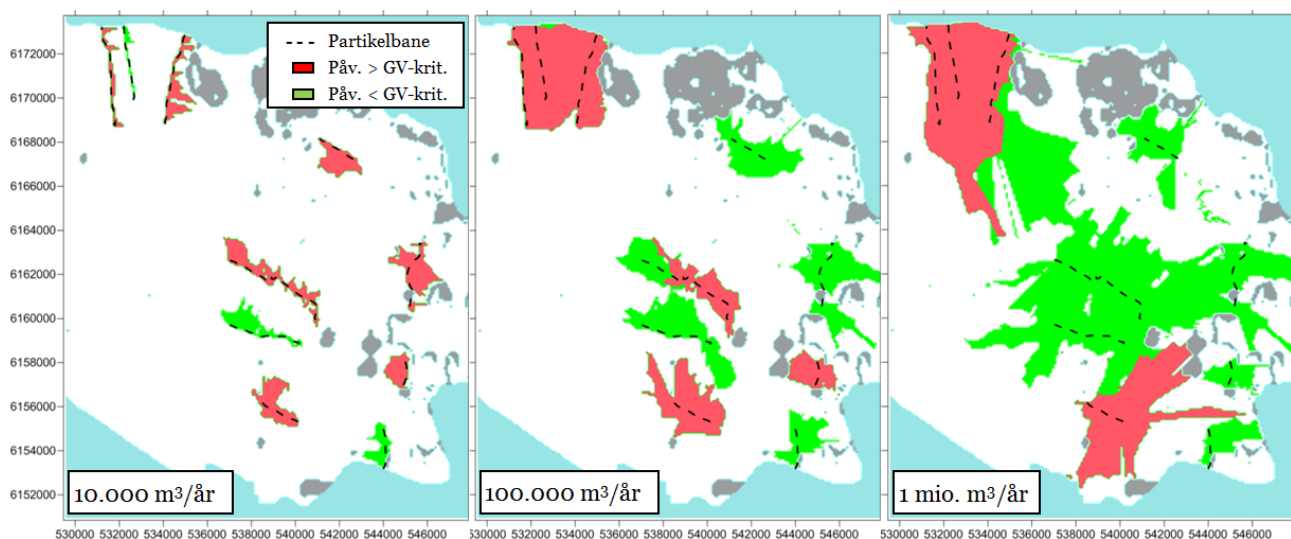
Tabel 4.1 De 11 anvendte kildestyrker ud fra fraktildiagrammet på Figur 4.4, samt den anvendte tilfældige fordeling mellem disse på punktkilderne. Punktkildernes numre og placering er vist på Figur 4.2.

	Forureningsflux (g/år)	Tilfældigt tildelt punktkilde nr.
Laveste	0,9	8
	3,2	11
	6,1	2
	12	4
	21	7
	59	5
	120	9
	190	6
	630	3
	1.100	10
Højeste	2.500	1
Sum	4.700	-

Resultaterne af scenarieberegningerne forventes at afhænge meget af størrelserne og placeringerne af de medtagne punktkilder. Det var tilstræbt at afprøve hvilken effekt alternative punktkildeplaceringer ville have for størrelsen af den forurenede ressource, som udgangspunkt ved at omfordele de tilfældigt tildelte fluxbidrag mellem de definerede punktkildeplaceringer. Beregningsmetoden er forberedt til dette, idet kildestyrkerne ved et enkelt tryk på en knap i regnearket kan omfordeles. Det har dog ikke været muligt indenfor rammerne af nærværende projekt at udføre beregningerne og tolke på dem.

4.5.1 Beregning af forurenede ressource i basisscenariet

Ud fra metoden beskrevet i afsnit 3.4 og de anvendte kildestyrker i Tabel 4.1 er beregnet den forurenede ressource i basisscenariet uden afværg for hver af de tre afprøvede indvindingsrater. Dette er illustreret på Figur 4.6.



Figur 4.5 Beregning af påvirket og forurenede ressource i basisscenariet uden afværg for de forskellige afprøvede indvindingsrater. Med **grønt** er udpeget områder, hvor en indvindingsboring vil tiltrække vand fra en eller flere forureningsfaner med en resulterende koncentration under grundvandskriteriet. I **røde** områder er koncentrationen over grundvandskriteriet.

Af ovenstående figurer ses, at generelt er størrelsen af den påvirkede ressource ved en indvinding på 10.000 m³/år lille, men andelen af egentlig forurenede ressource indenfor det påvirkede område er høj pga. den lille opblanding. Det omvendte gør sig gældende ved den meget store indvinding, hvor et stort område er påvirket, men den relative andel af forurenede ressource her inden for er mindre pga. stor opblanding. I absolutte termer er den forurenede ressource dog større ved de store indvindinger, pga. det meget store påvirkede areal.

Ovenstående figurer giver en status over grundvandsressourcens aktuelle trusselniveau og indvindingspotentialet i relation til punktkilder. Dette er i sig selv et ganske vigtigt resultat af metoden, især i relation til den del af administrationen, der ikke vedrører prioritering af afværge, men hvor figurerne kan give overblik til f.eks. kommuners eller forsyningsselskabers beslutning om mulig fremtidig indvinding eller til vurdering af de udnyttelige grundvandsressourcer ifm. grundvandskortlægningen.

4.6 Afprøvning af afværgescenarier

4.6.1 Budget for afværgetiltag og antal igangsatte oprydninger

Som eksempel regnes der på effekten af 10 års oprydningsindsats med et samlet budget på 15 mio. kr. ekskl. moms.

Det årlige budget fordeles ca. 50/50 mellem nyigangsatte projekter samt videreførte projekter fra tidligere år. Da der jf. afsnit 3.6.1 regnes på effekten af 10 års samlet indsats, er det i denne sammenhæng mindre relevant, hvor stor en del af et afværgeprojekts budget, der bruges i det enkelte år eller videreføres til næste år.

Antallet af igangsatte oprydningssager i relation til grundvand i Region Syddanmark ligger pt. på 1-2 stk. årligt. Et realistisk antal igangsatte sager i en 10-års periode er således 10-20 stk. Det er således ikke urealistisk at igangsætte aktiviteter på alle 11 syntetiske punktkilder indenfor tidsrammen, såfremt den tilhørende økonomi ligger inden for rammen på 15 mio. kr.

4.6.2 Scenariemodellering

Der er modelleret 200 scenarier, hvor hver af de 11 forureningskilder er tildelt en tilfældig kildestyrkereduktion på 0, 50, 90 eller 99 % (jf. Tabel 3.2).

I Trin 1 er summen af reducerede fluxe sammenlignet med "tålefluxen". Tålefluxen er regnet som kvalitetskriteriet for chlorerede opløsningsmidler ganget med nettoinfiltrationen til det betydende magasin gange arealet over den udnyttelige ressource. Der er i dette eksempel benyttet en sikkerhedsfaktor på 0,1 for at tage højde for ukendte kilder. Det er en lav, og dermed temmeligt forsigtig, sikkerhedsfaktor, og i velundersøgte områder (med lille risiko for ukendte kilder) vil det være rimeligt at anvende en højere sikkerhedsfaktor, f.eks. mellem 0,5 og 1.

I Trin 2 er de resulterende summerede forureningsindex (jf. ligning 3.8) udregnet for hver mulig placering af en indvindingsboring. Dette er gjort for hver af de tre afprøvede indvindingsrater.

Den forurenede ressource er for hver tidshorisont udregnet som det samlede areal, hvor koncentrationen i den fiktive indvinding overstiger kvalitetskriteriet, ganget med den gennemsnitlige grundvandsdannelse. Den reddede ressource er herefter opgjort som forskellen i forurenede ressource i afværgescenariet og i basisscenariet. Ved at dividere de samlede udgifter til afværgetiltagene med den reddede ressource beregnes omkostningerne pr. m³ årlig reddet ressource, som kan anvendes til sammenligning mellem de enkelte scenariemodelleringer.

4.6.3 Resultater af scenariemodellering

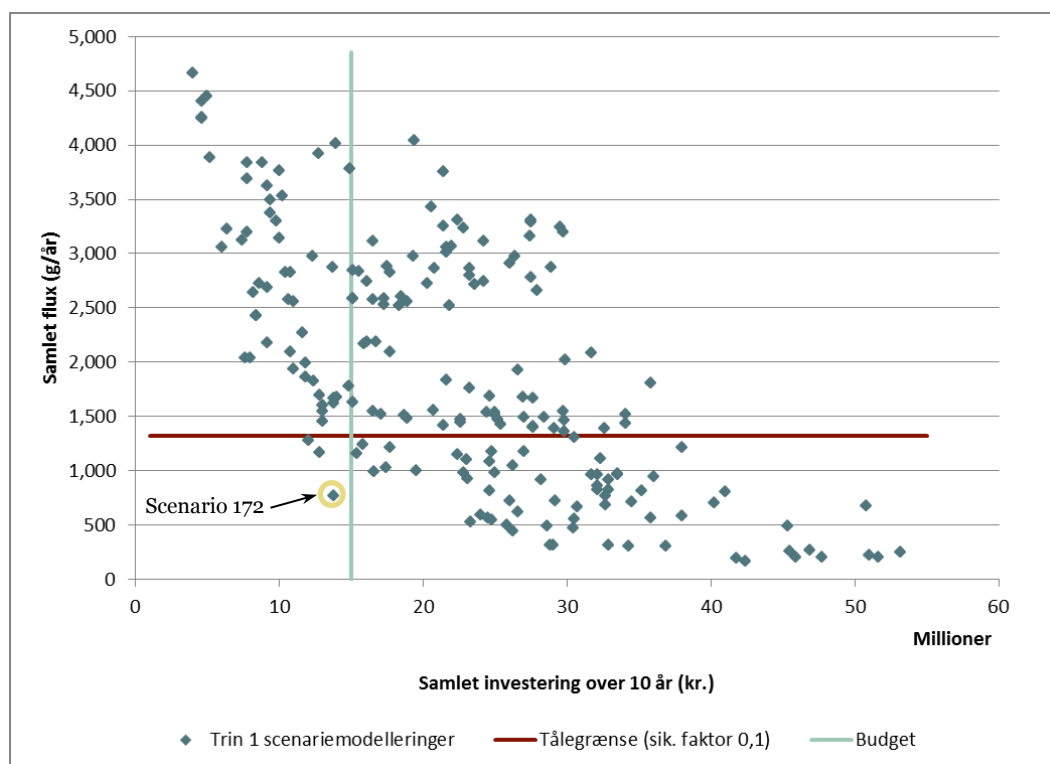
Efterfølgende gennemgås resultaterne af modellering af de 200 afværgescenarier. Først præsenteres resultaterne for Trin 1-modelleringen og herefter af Trin 2-modelleringen, både overordnede resultater for alle simuleringerne og mere specifikke resultater for et enkelt gunstigt scenario, nr. 172.

Resultater af Trin 1-modellering

Den samlede grundvandsdannelse i værkstedsområdet er ud fra modeldata beregnet til 13,2 mio. m³/år. Ud fra grundvandsdannelsen og et kvalitetskriterium på 1 µg/l blev regnet en tålegrænse uden sikkerhedsfaktor på 13.200 g/år (den maksimale flux, der kan opblandes i den samlede grundvandsdannelse samtidig med at grænseværdien overholdes). Den samlede flux i basisscenariet blev regnet til 4.700 g/år, og tålegrænsen vil således altid blive overholdt, hvis der ikke anvendes en sikkerhedsfaktor. Med en sikkerhedsfaktor på 0,1 blev tålegrænsen 1.320 g/år, hvilket ikke alle scenarier kunne overholde.

Figur 4.6 viser resultatet af Trin 1-modelleringen sammenholdt med tålegrænsen ved en sikkerhedsfaktor på 0,1 samt det afsatte budget. Af denne øvelse ses det,

- at der som ventet er en overordnet faldende trend i den samlede flux vs. den samlede investering. Fra 0 til 15 mio. kr. er der en kraftigt faldende trend i fluxen, mens der ikke er regnet væsentlige mulige fluxreduktioner fra 25 til 50 mio. kr. Samlet afspejler dette, at der ofte opnås størst effekt af de første investeringer, som tager hånd om ”de lavthængende frugter”, hvor der fjernes meget forureningsmasse pr. afsat krone.
- at kun tre scenarier ud af de 200 overholder både den fastlagte tålegrænse og det afsatte budget på 15 mio. kr.



Figur 4.6 Resultater af Trin 1-modelleringen som samhoørende værdier af den samlede investering og den samlede reducerede flux som følge af afværgetiltag, sammenholdt med tålegrænse for flux samt det afsatte budget over 10 år.

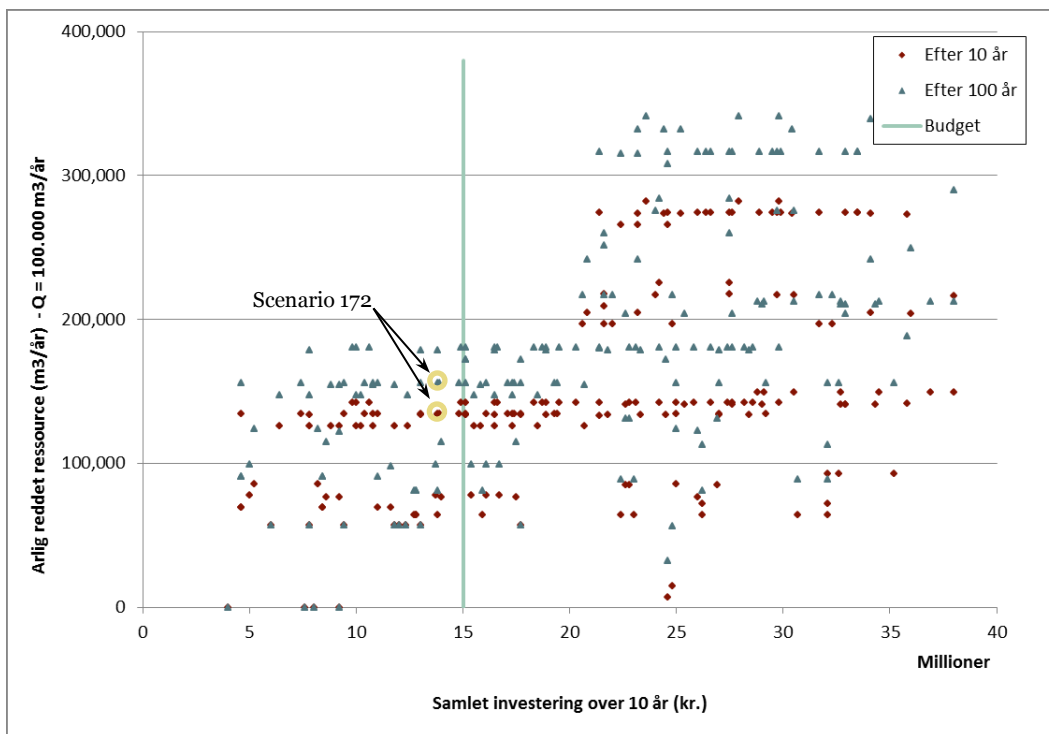
Overordnede resultater af Trin 2-modellering

Resultaterne af Trin 2-modelleringen er mere nuancerede, idet de både inddrager andelen af reddet grundvand og tidsperspektivet i udviklingen af reddet ressource. Figur 4.7 og Figur 4.8 giver et

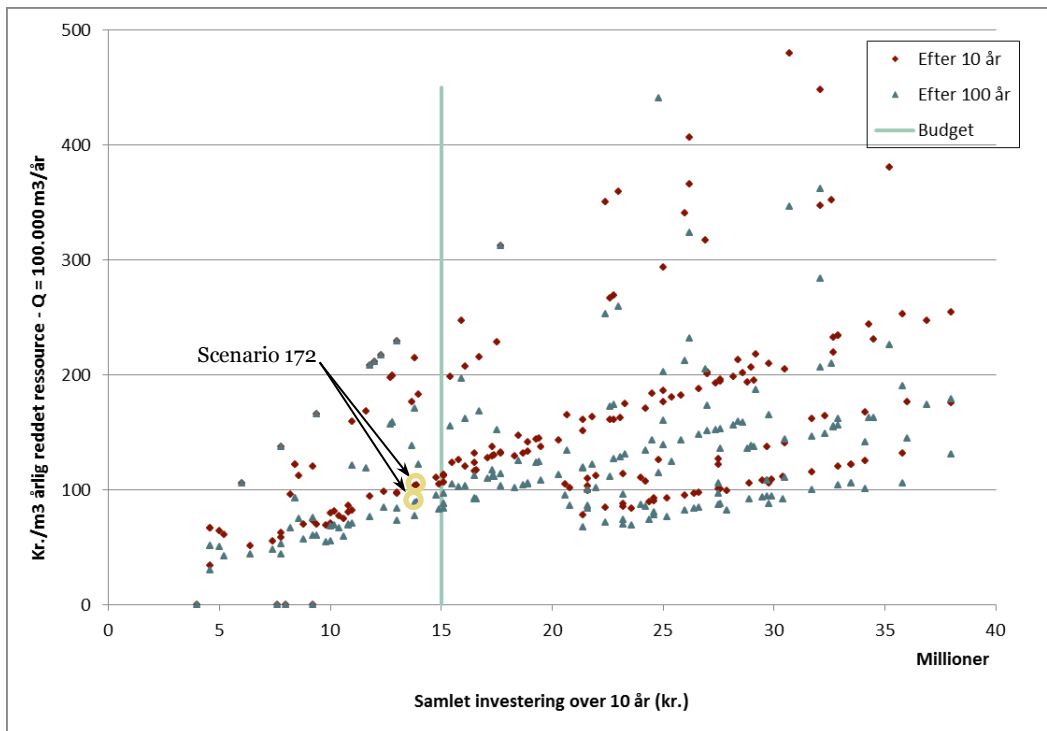
overblik over resultaterne af de 200 scenariemodelleringer, vist for en indvinding på 100.000 m³/år, angivet som hhv. den samlede reddede ressource i m³/år og omkostningerne til at redde ressourcen i kr./m³ årlig reddet ressource som funktion af investeringen. Resultaterne er vist hhv. 10 og 100 år efter indsatsen, hvor det overordnet ses, at der som følge af udbredelsen af reduceret flux reddes en større mængde grundvand pr. år, jo længere tid der går efter indgrebet.

Resultaterne for indvindinger på hhv. 10.000 og 1 mio. m³/år er ikke vist, men generelt falder omkostningerne pr. m³ reddet ressource jo større indvindingen er. Dette skyldes, at der ved større indvinding sker en større opblanding, og der skal dermed generelt mindre til, før den resulterende koncentration kommer under grundvandskriteriet, hvilket resulterer i en større reddet ressource pr. investeret krone.

Det ene eller det andet diagram kan anvendes som beslutningsstøtte, afhængigt af om fokus er på at redde en vis mængde grundvand til fremtidig forsyning (Figur 4.7) eller at sikre mest reddet grundvand for de afsatte midler (Figur 4.8). Her ses det f.eks., at om end scenario 172 er ganske gunstigt blandt scenarierne omkring 14-15 mio. kr., er det ikke blandt de mest gunstige, når det handler om hverken den årlige reddede ressource eller omkostningerne pr. m³ reddet årlig ressource. Forskellen mellem dette resultat og Trin 1-modelleringen skyldes den større kompleksitet ved beregning af reddede ressourcer i delområder i Trin 2.



Figur 4.7 Samlet mængde reddet grundvand pr. år til forskellige tidshorisonter som funktion af samlet økonomi ved simulering af 200 afværgescenarier ved en indvinding på 100.000 m³/år.



Figur 4.8 Omkostninger pr. m³ reddet grundvand pr. år til forskellige tidshorisonter som funktion af samlet økonomi ved simulering af 200 afværgescenarier ved en indvinding på 100.000 m³/år.

Det skal bemærkes, at omkostningen pr. m³ reddet årlig ressource er for hvor meget vand, der reddes *hvert eneste efterfølgende år*, som følge af engangsinvesteringen til tiden 0. Hvis afværgetiltaget således forventes at redde grundvand de næste 100 år, skal omkostningen tilbagekonteres på en hensigtsmæssig måde, såfremt man ønsker at sammenligne med alternative priser på rensning af grundvand pr. m³. Som et overslag på tilbagebetalingstiden af et udført afværgescenario kan man dele omkostningen pr. m³ reddet ressource med omkostningerne til kulfiltrering pr. m³. Med en overslagsmæssig kulfiltreringsomkostning på 5 kr./m³ (jf. Miljøstyrelsen, 2004) kan der for de mest gunstige scenarier opnås en tilbagebetalingstid på 10-20 år, afhængigt af scenario og af til hvilken tidshorizont den reddede ressource opgøres. Dette er under forudsætning af, at der i hele perioden alternativt skal udføres kulfiltrering.

I scenariemodelleringen tegner der sig ikke noget entydigt billede af, at det skulle være mere kost-effektivt at rense meget op på få lokaliteter eller mindre op på flere. Således er der blandt de mest kost-effektive scenarier en blanding af både mange og få samt dyre og mindre dyre oprensninger. Dette kan være en effekt af den meget store variation i de anvendte kildestyrker. Det kan ikke afvises, at resultatet havde været et andet i et område med mere ensartede kildestyrker.

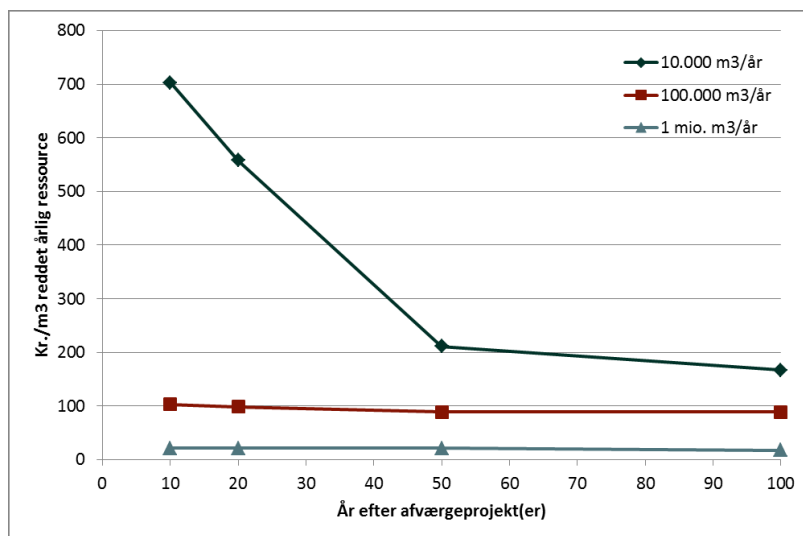
Resultater af Trin 2-modellering for udvalgt scenario

For udvalgte gunstige scenarier er det endvidere muligt at visualisere udviklingen i den reddede ressource over tid. Dette gøres her for scenario nr. 172, som i den indledende Trin 1-øvelse blev udpeget som gunstigt. De anvendte kildereduktioner i scenariet er vist i Tabel 4.2. De samlede omkostninger over den 10-årige periode er 14 mio. kr. og således inden for budgettet. Figur 4.9 viser grafer over udviklingen i omkostninger pr. m³ reddet årlig ressource. Især ved en indvinding på 10.000 m³/år ses en kraftigt faldende tendens over årene.

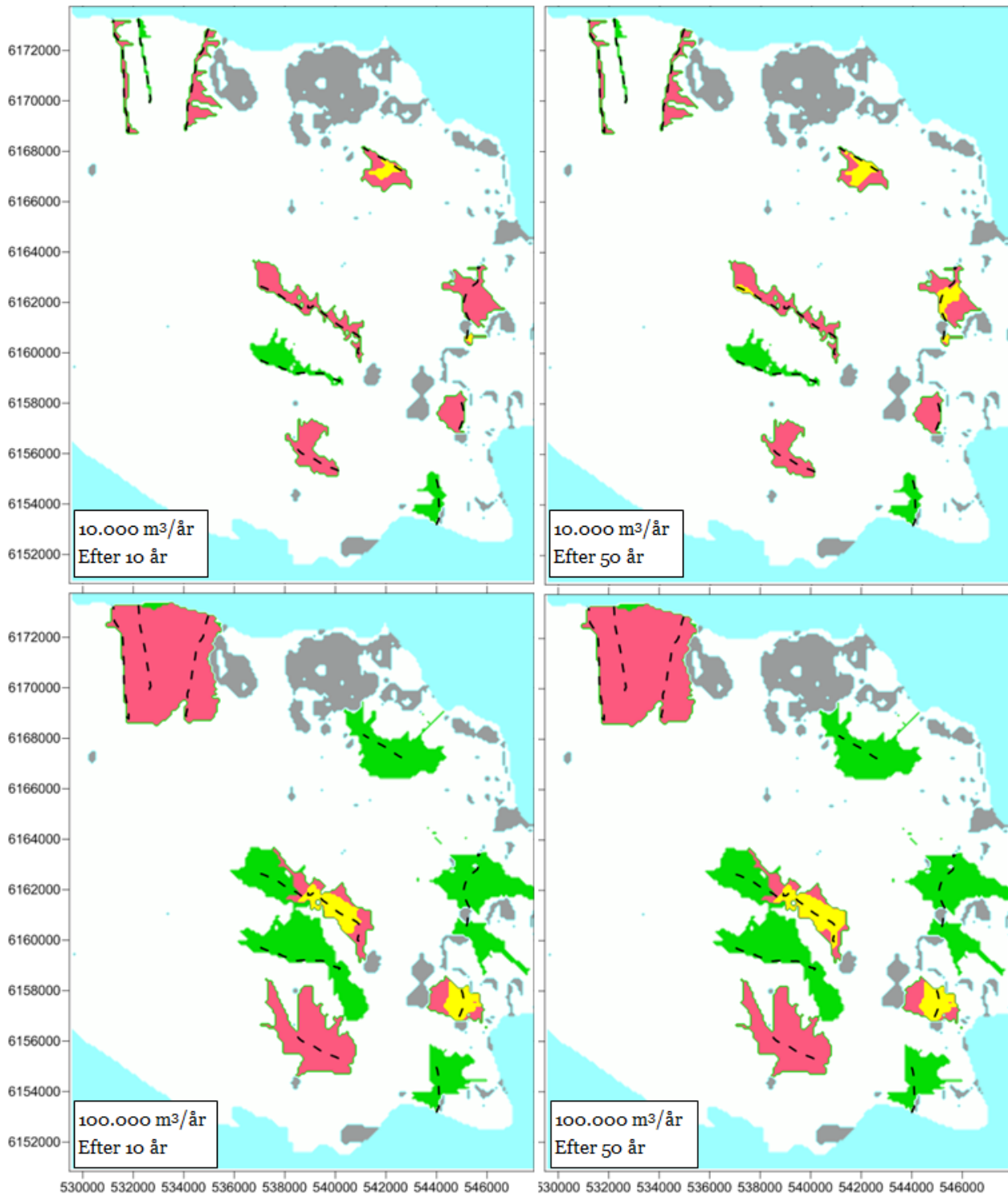
Tabel 4.2 Kildestyrker og tilfældigt tildelte fluxreduktioner for de 11 punktkilder i afværgescenarie nr. 172. Punktkildernes numre og placering er vist på Figur 4.2.

Punkt-kilde nr.	Kildestyrke (g/år)	Reduktion i forureningsflux
1	2.500	90 %
2	6,1	50 %
3	630	50 %
4	12	90 %
5	59	90 %
6	190	90 %
7	21	90 %
8	0,9	0 %
9	120	50 %
10	1.100	90 %
11	3,2	90 %

Figur 4.9 Udvikling i omkostninger pr. m³ reddet årlig ressource for forskellige fiktive indvindingsrater for scenarie nr. 172.



Udviklingen i den reddede ressource over tid kan nærmere vurderes ved grafisk illustration, som vist på figurene nedenfor. Den reddede ressource ved afværgetiltaget kan aflæses som det gule område på figurene. Det ses, at det gule område er lidt større efter 50 år end efter 10 år og dermed har "fortrængt" tidligere røde områder. Plots som disse kan anvendes i den langsigtede planlægning af, hvilke områder der i fremtiden kan "åbnes" for fornyet indvinding.



Figur 4.10 Påvirket ressource i basisscenariet uden afværgetiltag samt i et udvalgt afværgescenario (nr. 172) ved anvendte indvindingsrate på hhv 10.000 m³/år (øverst) 100.000 m³/år (nederst), beregnet til forskellige tidshorisonter efter scenariets afværgeindsats.

- * Med **grønt** er vist den andel af ressourcen, der i basisscenariet er påvirket af en forureningsfane, men med en resulterende koncentration under grundvandskriteriet.
- * Med **gult** er angivet den andel af ressourcen, der i basisscenariet er påvirket over grundvandskriteriet, men under grundvandskriteriet i afværgescenariet. Dette markerer med andre ord den reddede ressource.
- * Med **rødt** er angivet den andel af ressourcen, der i både i basisscenariet og afværgescenariet er påvirket over grundvandskriteriet.

4.7 Afrunding

Det er gennemgået, hvordan den udviklede metode til optimering af afværgestrategi på oplandsskala kan implementeres i et værkstedsområde, og hvilke resultater der kan opnås i et

sådant arbejde. Der er tale om de første resultater af en nyudviklet metode, og der er således basis for, at metode og resultater kan anvendes på andre måder såfremt metoden modnes og afprøves yderligere i praksis.

5. Konklusion og perspektivering

5.1 Konklusion

Der er udviklet et koncept, som kan bruges til at udføre en screening af, hvilken afværgestrategi indenfor et givet opland, der redder mest grundvand for de afsatte midler. Der er tale om en trinvis metode, hvor der som Trin 1 anvendes en simpel opblandingsmodel til overordnet at vurdere, hvor belastet en given ressource er. Trin 2 går mere i detaljer og ser på påvirkning fra kendte forureningsfaner, således at man nærmere kan afgøre størrelsen på forurenede og anvendelig ressource ved forskellige tiltag og hvad fluxreduktioner betyder for mulighederne for placering af eventuelle fremtidige indvindinger.

Et vigtigt mellemresultat inden selve afprøvningen af afværgescenarierne er et overblik over status for grundvandsressourcens aktuelle trusselniveau og indvindingspotentialet i relation til punktkilder. Dette mellemresultat er anvendeligt til f.eks. kommuners eller forsyningsselskabers beslutning om mulig fremtidig indvinding eller til vurdering af de udnyttelige grundvandsressourcer ifm. grundvandskortlægningen.

På baggrund af erfaringstal for omkostninger ved udførelse af afværgeprojekter er det muligt at foretage modellering af et vilkårligt antal scenarier med forskellige fluxreduktioner på hver punktkilde indenfor området. Via Trin 1-modelleringen kan hurtigt udpeges nogle økonomisk gunstige scenarier, hvorefter der i Trin 2 kan foretages en nærmere vurdering af udvikling i den reddede ressource i hhv. tid og sted som følge af indsatsen i et afværgescenario. Til dette formål er visualisering på oversigtskort som f.eks. Figur 4.11 anvendelige.

Den udviklede metode er afprøvet i et værkstedsområde for at illustrere, hvorledes der kan arbejdes med metoden og hvilke resultater der kan opnås heraf, og idet der er tale om den første egentlige anvendelse af metoden, er der desuden udtaget nogle generelle erfaringer og øjenåbnere i forbindelse med arbejdet. Beregninger af de opnåede gevinster i form af reddet grundvandsressource viser, at de mest gunstige afværgescenarier overslagsmæssigt har en tilbagebetalingstid på 10-20 år, sammenlignet med, at der alternativt udføres avanceret vandbehandling ved kulfiltrering. Scenariemodelleringen i værkstedsområdet tegner ikke noget entydigt billede af, at det skulle være mere kost-effektivt at rense meget op på få lokaliteter eller mindre op på flere. Således er der blandt de mest kost-effektive scenarier en blanding af både mange og få samt dyre og mindre dyre oprensninger. Resultatet kan muligvis være et andet i et område med mere ensartede kildestyrker.

I metodeudviklingen er anvendt analytiske løsninger, som relativt overkommeligt kan automatiseres i et beregningsgrid i en regnearksløsning. Årsagen hertil er dels, at når først et sådant system er sat op, er det meget nemt at køre mange forskellige scenarier med forskellige kildekonfigurationer og afværgescenarier og dels, at metoden skal kunne anvendes uden ekspertviden om numeriske modeller og adgang til sådanne. De gennemførte forsimplinger betyder, at resultaterne af metoden ikke kan løftes direkte over til en prioriteret liste over de mest hensigtsmæssige afværgetiltag, men nærmere bør anvendes som et overordnet screeningsværktøj til vurdering af størrelsesordener i afværgestrategien for et givet område.

5.2 Perspektivering

Med den udviklede metodik er det muligt overordnet at beskrive effekten af forskellige afværgetiltag, i form af den reddede mængde grundvand for en given investering. Dette giver stor synlighed på effekten af indsatsen, og i lighed med andre oplandsskala-værktøjer viser øvelsen, at hvis bare én vigtig oprensning fravælges eller ikke udføres korrekt, kan hele indsatsen i et grundvandsområde være spildt.

Øvelsen i værkstedsområdet viste, at der er størst rentabilitet i form af omkostningerne pr. m^3 reddet grundvand for de store indvindinger. Dette betyder ikke nødvendigvis, at store, centrerede indvindinger er at foretrække frem for små vandværker. Disse neutrale, miljøøkonomiske tal skal ses i sammenhæng med, om centraliseret indvinding er acceptabelt ud fra en samfundsøkonomisk synsvinkel og hvilken betydning en centralisering vil have for forsyningssikkerheden.

Et yderligere perspektiv på den beskrevne metode er, om man i vandressourceadministrationen er villig til at gå tilbage til en tidligere lukket, nu "reddet" boring et antal år efter udførelse af et afværgeprojekt? Dette kommer i høj grad an på presset på ressourcen, dels fra grundvandsindvinding og vand til recipienter. Værktøjet har på denne måde potentiale til at indgå både i prioritering af indsats på mellemlang sigt og til vandressourceplanlægning på lang sigt.

5.2.1 Muligheder for videreudvikling

Nærværende projekt er, så vidt vides, det første projekt i Danmark, der angriber problemstillingen om optimering af afværgestrategi på oplandsskala i modsætning til lokalskala, og det har søgt at inddrage de væsentligste forhold på et operationelt niveau. Såfremt denne tilgang vinder større indpas i branchen, vurderes det som meget sandsynligt, at konceptet kan nuanceres og modnes. Således vurderes det sandsynligt, at metoden og resultaterne kan anvendes på andre måder end de, der er præsenteret i denne rapport, særligt i afprøvningen i værkstedsområdet.

Som tidligere nævnt, er metoden en billig løsning i forhold til anvendelse af avancerede dynamiske modeller. I afsnit 3.8 er det vurderet, at metodikken giver fornuftige resultater i forhold til, hvad en avanceret dynamisk model ville give, når det erindres, at der er tale om en screeningsmodel til vurdering af størrelsesordener for forskellige afværgestrategier. Alligevel er der identificeret en række punkter, det særligt er værd at arbejde videre med, såfremt metodikken videreudvikles:

- Vurdering af de fiktive indvindingsboringeres påvirkning af potentialebilledet. Indtil videre er det vurderet, at det ikke har betydende effekt ved de små indvindinger ($10.000 m^3/år$), men ved større indvindinger kan måske 5-10 % af cellerne være forkert udpegede som følge af, at der ikke er taget højde for denne effekt. Det vil være hensigtsmæssigt at undersøge betydningen nærmere.
- Vurdering af betydning af sorption for forskellige stoffer. Det er i dette projekt vurderet ikke at have afgørende betydning, men det er ikke eftervist ved konkrete beregninger.
- Udvikling af simple metoder til at inddrage effekten af eksisterende indvindinger og uacceptabelt træk af vand fra vandløb, hvilket kan udelukke nogle områder som potentielle indvindingsområder.
- En analyse af, hvilken betydning det har, hvornår en indsats udføres. For eksempel, hvilken forskel er der på resultatet i form af omkostninger pr. m^3 reddet ressource, hvis vi udfører en oprensning hhv. "nu" eller om 20 år?

Størstedelen af arbejdet i dette projekt er gået med metodeudviklingen. Når denne er på plads vurderes det, at en lignende øvelse som den udførte i kapitel 4 kan udføres inden for en ramme af ca. 100.000 kr., når der foreligger pålidelige estimater for forureningsfluxene fra de betydende

punktkilder. I tidligere storskala-risikovurderingsprojekter er foretaget bedste bud på forureningsfluxe for 5.000-10.000 pr. lokalitet, afhængigt af dokumentationsniveauet. Miljøstyrelsen (2012b) redegør for nogle generelle anbefalinger - og faldgruber - i forhold til masse- og fluxbestemmelse i forbindelse med videregående undersøgelser.

Referencer

Chambon, C., Thomsen, N.I., Kessler, T., Nilsson, B., Klint, K.E., Binning, P., Bjerg, P.L., 2011. *Risikovurdering af forurenede grunde på Vadsbyvej i forhold til vandressourcen og Soderup Vandværk*. Et samarbejdsprojekt mellem DTU Miljø og Region Hovedstaden.

Christ, J.A., Goltz, M.N., 2002. *Hydraulic containment: Analytical and semi-analytical models for capture zone curve delineation*. Journal of Hydrology 262[1-4], 224-244.

GEUS, 2010. *Den Geologiske Modeldatabase* (Online). <http://www.geus.dk/geuspage-dk.htm?http://www.geus.dk/modeldb/>

Iversen, C.H., Lauritsen L.U., Nyholm, T., Kürstein, J., 2008. *Udpegning af indvindings- og grundvandsdannende oplande (Del 1)*. Vejledning i oplandsberegninger i forbindelse med den nationale grundvandskortlægning. GEUS Geo-vejledning 2. http://gk.geus.info/xpdf/udpegning-af-indvindingsoplande_hjemmeside.pdf

Math Forum, 1996. *Math Forum – Formula for Point in Rectangle* (Online). <http://mathforum.org/library/drmath/view/54386.html>

Miljøstyrelsen, 1998. *Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1998.

Miljøstyrelsen, 2004. *Økonomisk vurdering af forskellige strategier til at imødegå BAM-problemer på vandværker*. Miljøprojekt nr. 915, 2004.

Miljøstyrelsen, 2011a. *Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger*. Miljøprojekt nr. 1366, 2011. Overheu, N.D., Tuxen, N., Pedersen, O.F., Jensen, C.B., Rokkjær, A., Andersen, J.A., Aabling, J., Troldborg, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L.

Miljøstyrelsen, 2011b. *Fastlæggelse af oprensningskriterier for grundvandstruende forureninger*. Miljøprojekt nr. 1376, 2011. Overheu, N.D., Tuxen, N., Thomsen, N.I., Binning, P.J., Bjerg, P.L. og Skou, H.

Miljøstyrelsen, 2012a. *Redegørelse om jordforurening 2010*. Redegørelse nr. 1, 2012.

Miljøstyrelsen, 2012b. *Sammenhæng mellem masse og flux for afværgesager*. Miljøprojekt. Endnu ikke udgivet.

Naturstyrelsen, 2012. *Oplandsskala risikovurdering af punktkilder i område 2bc*. Udarbejdet af Orbicon.

Region Syddanmark, 2011. *Risikovurdering af punktkilder i grundvandsområdet Børkop-Follerup-Kongsted*. Udarbejdet af Orbicon.

Siegrist, Robert L., Crimi, Michelle, Simpkin, Thomas J. (Eds.), 2011. *In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation*. Springer, New York.

TRE-FOR Vand, 2009. *Dynamisk grundvandsmodel for Kongsted og Follerup*. Udarbejdet af Alectia.

Vejle Amt, 2004. *Rekalibrering af grundvandsmodel for Kongsted-Follerup-Børkop*. Udarbejdet af Watertech.

Screeningsmodel for afværgestrategi på oplandsskala

Ny metodik kan hjælpe regionerne til at vurdere hvilken afværgestrategi for grundvandstruende jordforureninger, der redder mest grundvand. Metodikken kan indgå som et værktøj i den større ramme for risikovurdering og prioritering af den offentlige indsats overfor jordforureninger i Danmark.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk