



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger

Niels Døssing Overheu, Nina Tuxen og Ole Frimodt Pedersen
Orbicon

Carsten Bagge Jensen og Arne Rokkjær
Region Hovedstaden

Jens Asger Andersen
Miljøcenter Roskilde

Jens Aabling
Miljøstyrelsen

Mads Troldborg, Philip Binning og Poul L. Bjerg
DTU Miljø, DTU

Miljøprojekt Nr. 1366 2011
Teknologiprogrammet for
jord- og grundvandsforurening

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.

Indhold

FORORD	3
SAMMENFATNING	5
BAGGRUND	5
BEHOV	5
VÆRKTØJER TIL RISIKOVURDERING OG PRIORITERING	6
VISION OG UDFORDRINGER	6
FREMtidig UDVIKLING	7
SUMMARY.....	9
BACKGROUND.....	9
NEEDS	9
TOOLS FOR RISK ASSESSMENT AND PRIORITISATION	9
VISION AND CHALLENGES.....	10
FUTURE DEVELOPMENT.....	11
1 INDLEDNING	13
1.1 BAGGRUND.....	13
1.2 FORMÅL	13
1.3 PROJEKTETS AFGRÆNSNING	14
1.4 PROJEKTETS STRUKTUR.....	14
1.4.1 Følgegruppens rolle.....	14
1.4.2 Rapportens opbygning	14
2 BEHOV I RELATION TIL RISIKOVURDERING OG PRIORITERING AF FORURENEDE GRUNDE I OPLANDE	17
2.1 BAGGRUND – GRUNDVANDSBESKYTTELSE OG VANDPLANER MEDFØRER ØGET FOKUS PÅ OPLANDSANALYSER.....	17
2.2 BEHOVET FOR OPLANDSANALYSER PÅ LANDSPLAN	18
2.3 REGIONERNES BEHOV I RELATION TIL RISIKOVURDERING PÅ LOKALITETS-, OPLANDS- OG REGIONSNIVEAU OG PÅ FORSKELLIGT VIDENSGRUNDLAG	21
2.4 BEHOV OG OMKOSTNINGER I RELATION TIL GRUNDVANDSBESKYTTELSE I OPLANDE.....	22
3 RISIKOVURDERING PÅ LOKALSKALA - HVORDAN ER DEN AKTUELLE PRAKSIS?.....	27
3.1 DET JURIDISKE GRUNDLAG	27
3.2 METODER TIL RISIKOVURDERING PÅ LOKALSKALA.....	29
3.2.1 Grundlæggende metodik.....	29
3.2.2 JAGG-modellen.....	31
3.2.3 Andre modeller.....	31
3.2.4 Forskelle og ligheder blandt modeller	32
3.3 ANVENDELSESOMRÅDER FOR VÆRKTØJER	33
3.4 USIKKERHEDSVURDERINGER	34
3.4.1 Usikkerhed i konceptuel modelforståelse.....	34
3.4.2 Input- og parameterusikkerhed	35
3.4.3 Udfordringer ved implementering af usikkerheder i risikovurderinger	35
3.5 MILJØØKONOMI OG OMKOSTNINGSANALYSE.....	35
4 RISIKOVURDERING OG PRIORITERING PÅ OPLANDSSKALA - METODER UNDER UDVIKLING OG AFPRØVNING.....	37
4.1 DEN ADMINISTRATIVE RAMME	37
4.1.1 Den overordnede områdeprioritering	37
4.1.2 Samspil med vandplanerne.....	38
4.1.3 Regionernes prioritering.....	38

4.2	FORMÅL MED RISIKOVURDERING OG PRIORITERING PÅ OPLANDSSKALA...	39
4.3	METODER TIL RISIKOVURDERING OG PRIORITERING PÅ OPLANDSSKALA..	39
4.4	ELEMENTER I RISIKOVURDERING OG PRIORITERING PÅ OPLANDSSKALA...	41
4.4.1	<i>Screening af lokalitetsantal</i>	41
4.4.2	<i>Lokalitetsanalyse og beregning af forureningsmasse og flux gennem dæklag</i> ..	43
4.4.3	<i>Oplandsbeskrivelse</i>	45
4.4.4	<i>Prioriteringssystem</i>	48
4.4.5	<i>Usikkerhedsvurdering</i>	49
4.4.6	<i>Detaljeringsniveau</i>	50
4.4.7	<i>Omkostningsanalyse og miljøøkonomiske overvejelser</i>	51
4.5	SAMMENFATNING OG PERSPEKTIV	51
5	VISIONER OG UDFORDRINGER FOR FREMTIDENS RISIKOVURDERING PÅ OPLANDSSKALA	53
5.1	UDVIKLING AF RETNINGSLINJER OG METODER	54
5.2	BEDRE VIDEN OM STOF-FUND AFHÆNGIGT AF BRANCHE	55
5.3	DATAMANGEL OG DATAVASK	55
5.4	ADMINISTRATIVE UDFORDRINGER OG PRAKTISK IMPLEMENTERING	56
6	PROJEKTFORSLAG	57
6.1	HÅNDBOG FOR RISIKOVURDERING OG PRIORITERING AF PUNKTKILDER PÅ OPLANDSSKALA	57
6.2	STATISTISK FORBEDRING AF VIDENGRUNDLAG PÅ V1 OG V2 NIVEAU – DEL 1	58
6.3	STATISTISK FORBEDRING AF VIDENGRUNDLAG PÅ V1 OG V2 NIVEAU – DEL 2	59
6.4	UDVASKNINGSMODELLER FOR VIDERE GÅEDE UNDERSØGELSER	59
6.5	INDARBEJDELSE AF USIKKERHEDSMETODER	60
6.6	MILJØØKONOMI PÅ OPLANDSSKALA	61
7	KONKLUSION	63
8	REFERENCELISTE	67
	APPENDIKS A EKSISTERENDE VÆRKTØJER TIL RISIKOVURDERING OG FLUXBESTEMMELSER PÅ LOKAL SKALA	81
	APPENDIKS B USIKKERHEDER VED RISIKOVURDERING	93
	APPENDIKS C OPLANDSMODELLER	105
	APPENDIKS D ERFARINGER FRA AFPRØVEDE OPLANDS- MODELLER	113

Forord

Denne rapport er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord og grundvandsforurening. Region Hovedstaden er bygherre for projektet, som er finansieret af Miljøstyrelsen.

Projektet er et udredningsprojekt, der redegør for den aktuelle status over værktøjer til risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger på hhv. lokal- og oplandsskala. Herunder opsummeres erfaringerne fra udvalgte projekter samt gives anbefalinger til fremtidige udviklingsmuligheder på området.

Projektet er udført med Orbicon som bygherrerådgiver med teknisk faglig bistand fra DTU Miljø (Mads Trolborg, Philip J. Binning og Poul L. Bjerg), hvor DTU Miljø har stået for udarbejdelsen af rapportens appendiks A-C og faglige indlæg. Region Hovedstaden (Carsten Bagge Jensen) har udarbejdet kapitel 2, mens Region Hovedstaden (Carsten Bagge Jensen og Arne Rokkjær) og Jens Aabling fra Miljøstyrelsen har skrevet afsnit 3.1 og 4.1 Endelig har Jens Asger Andersen fra Naturstyrelsen og Jens Aabling bidraget til Appendiks D. Hele den nedenstående styregruppe samt John Flyvbjerg (Region Hovedstaden) har bidraget med kommentering af rapporten og generel kvalitetssikring.

Projektets styregruppe har omfattet følgende personer:

- Jens Aabling, Miljøstyrelsen, Jord og Affald
- Carsten Bagge Jensen, Region Hovedstaden
- Poul L. Bjerg, DTU Miljø
- Philip J. Binning, DTU Miljø
- Nina Tuxen, Orbicon
- Niels Døssing Overheu, Orbicon

Projektets faglige følgegruppe har omfattet følgende personer:

- Arne Rokkjær, Region Hovedstaden
- John Flyvbjerg, Region Hovedstaden
- Karsten M. Andersen, Region Midtjylland
- Rolf Johnsen, Region Midtjylland
- Henrik Nordtorp, Region Nordjylland
- Lotte Tombak, Region Sjælland
- Hans Skou, Region Syddanmark
- Ida Holm Olesen, Region Syddanmark
- Mette Christophersen, Region Syddanmark
- Peter Rank, Videntcenter for Jordforurening
- Jens Asger Andersen, Miljøcenter Roskilde (nu Naturstyrelsen Roskilde)
- Ole Frimodt Pedersen, Orbicon

Sammenfatning

Baggrund

Med det store antal forurenede grunde på landsplan og begrænsede årlige ressourcer er prioritering af regionernes indsats på jordforureningsområdet nødvendig. Risikovurdering og prioritering af forurenede grunde sker i dag på lokalskala og regional skala, men som noget forholdsvis nyt også på oplandsskala indenfor regionernes indsatsområder. Modsat risikovurderinger og prioriteringer på hhv. lokal og regional skala, er arbejdet med at prioritere på oplandsskala indtil videre ikke grebet systematisk an. Med miljøcentrenes grundvandskortlægning og implementering af vandplanerne samt med regionernes stigende ønske om at få overblik over forureningstruslerne mod grundvandsressourcen, er der opstået et behov for også at gennemføre vurderinger og såkaldt risikobaserede prioriteringer på oplandsskala (jf. Boks 1a).

Med ønske om at forbedre overblikket og styrke beslutningsgrundlaget har danske miljømyndigheder (regioner og miljøcentre) gennem de senere år afprøvet forskellige risikobaserede prioriteringsværktøjer på oplandsskala.

Der er høstet værdifulde erfaringer i disse projekter, og der er behov for en opsamling og bredere udredning af, hvad dels behovene er for risikovurderingsværktøjer på lokal og større skala, og dels hvilket potentiale der er for anvendelse af disse værktøjer. Dette er nødvendigt for at sikre, at den fremtidige udvikling går i en både ønskværdig og implementérbar retning

Behov

Det store antal forurenede grunde giver et behov for en skarp prioritering af grundene på tre skalaer; lokalitet, opland og region, hvilket stiller store krav til de anvendte risikovurderings- og prioriteringsmetoder. Det er endvidere væsentligt, at prioriteringen sker på en for omverdenen gennemsigtig måde.

Ønsket om at kunne prioritere på meget forskellige vidensniveauer (fra V1 til V2 med omfattende viden om forureningen) bevirker et behov for at kunne risikovurdere og prioritere både på et indledende screeningsniveau med oftest få data og på mere detaljerede analyseniveauer, som bygger på mange data. Analyse af store datasæt introducerer desuden en række usikkerheder, og en kvantificering af disse og deres indflydelse på resultaterne er vigtig for at bevare gennemsigtheden.

Behovet for risikobaseret prioritering gør sig gældende i hele landet, ideelt set med hele grundvandsressourcen i fokus, men lokale omstændigheder såsom stor grundvandsindvinding og højt forureningstryk vil yderligere kræve, at prioriteringen udføres i forhold til eksisterende vandforsyningsforhold; med andre ord indenfor konkrete indvindingsoplande.

Værktøjer til risikovurdering og prioritering

Der er foretaget en udredning af muligheder for og erfaringer med anvendelse af de risikovurderings- og prioriteringsværktøjer, som kan imødegå de identificerede behov. Værktøjerne er beskrevet i sammenhæng med de juridiske og administrative rammer, indenfor hvilke sådanne værktøjer skal fungere.

Traditionelt foregår risikovurdering på lokalskala, og implementering af risikoanalyser på oplandsskala kræver stadig, at der udføres risikoberegninger for hver enkelt punktkilde. Derfor er praksis, muligheder og udfordringer på både lokal skala og oplandsskala undersøgt.

På lokalskala findes der adskillige værktøjer til vurdering af grundvandsrisiko, afhængigt af mængden og kvaliteten af lokalitetsdata. Afhængigt af vidensniveauet på den enkelte lokalitet anvendes risikovurdering til forskellige formål. F.eks. ønsker vi i en indledende undersøgelse at svare på, hvorvidt en forurening udgør en potentiel risiko, mens vi i en afgrænsende undersøgelse ønsker at kvantificere størrelsen på en given risiko.

På de højere vidensniveauer er det hensigtsmæssigt at vurdere forureningsmasse og -flux som supplement til de koncentrationsberegninger som typisk er resultatet af mere simple risikoscreeningsmodeller. Der findes flere forskellige metoder med forskellige detaljeringsniveauer til at foretage sådanne vurderinger, og der er udtrykt et behov for nogle retningslinjer for masse- og fluxbaserede risikovurderinger.

På **oplandsskala** er der gennemgået en række metoder til at udføre en samlet risikobaseret prioritering. Formålet med oplandsskala-analyser er primært at skabe overblik og fungere som beslutningsstøtte til prioritering af indsatser. Yderligere kan et forbedret overblik via et oplandsskala-værktøj være med til at identificere oversete punktkilder i et opland. I Boks 1a er givet en introduktion til risikobaseret prioritering.

Baseret på de hidtidige erfaringer med oplandsskala-værktøjer er det forventningen, at disse kan være med til at optimere, hvilke lokaliteter inden for et opland skal føres videre gennem regionernes ”produktionslinje” og i hvilken rækkefølge, således at der samlet set opnås mest miljø for pengene. Desuden nødvendiggør implementering af vandplanerne, at indsatsen mellem forskellige myndigheder koordineres for at sikre den bedst mulige grundvandsbeskyttelse, og oplandsskala-værktøjer kan agere som en fælles forståelsesplatform i denne henseende.

At gennemføre oplandsanalyser sker naturligvis ikke uden forbrug af tid og ressourcer. Imidlertid vil oplandsanalysernes bidrag til overblik over trusselsbilledet i oplandet give muligheder for at optimere beskyttelsesindsatsen for en omkostning, der ofte vil udgøre en meget lille andel af de samlede omkostninger i forbindelse med en indsatsplan.

Vision og udfordringer

Udredningen er udmøntet i en vision for, hvorledes risikovurdering og prioritering kan udføres indenfor regionernes administrative struktur. Som generelt princip lægges der op til, at risikovurderinger udføres på punktkildeniveau, og at prioritering af rækkefølgen udføres ved risikobetragtninger på oplandsskala med løbende feedback mellem de to niveauer.

Der er identificeret en række ”videnshuller” i denne vision, som bør afhjælpes før en bredere, systematisk implementering er mulig.

Gennemgangen af grundlag og praksis for risikovurdering på **lokal skala** afslører et behov for retningslinjer og beslutningsstøtteværktøjer for forureningslokaliteter med højt vidensniveau (afgrænsende forureninger samt forureninger under afværge eller monitoring), hvor ønsket er en kvalificeret vurdering af størrelse af risiko, vurdering af effekten på forureningslokaliteten i forhold til respons på massefjernelse og fastlæggelse af start- og stopkriterier for afværge og monitoring. Nogle af disse udfordringer adresseres i et aktuelt sideløbende teknologiudviklingsprojekt, men der er fortsat behov for videre udvikling.

Risikovurdering og prioritering på **oplandsskala** er udfordrende, og der er identificeret behov for et sæt retningslinjer, som hjælper brugeren på vej og sikrer, at oplandsanalyserne udføres på systematisk og gennemsigtig vis. Simple GIS-baserede screeningsmetoder er effektive til en overordnet overbliksskabelse, men avancerede værktøjer er nødvendige for at tage højde for mere komplekse lokalitetsdata. Mangel på systematisk tilgængelige data er identificeret som en af de største udfordringer i denne henseende. Vigtige elementer i fastlæggelse af retningslinjer for risikoanalyser på oplandsskala er således, hvordan de kan gennemføres under hensyntagen til, at datamangel eller – utilgængelighed kan sætte begrænsninger. Desuden kan en statistisk gennemgang af tidligere undersøgte lokaliteter formentlig forbedre screeningen af muligt forurenede lokaliteter samt give erfaringsdata for utilstrækkeligt undersøgte lokaliteter.

For at blive bredt anvendelige i administrationen må oplandsskala-værktøjer nødvendigvis være fleksible og kunne tage højde for at ambitionerne er forskellige oplandene i mellem og at datakvaliteten kan variere meget. For at sikre gennemsigtigheden er det derfor nødvendigt med metoder til vurdering af usikkerhed på lokal og oplandsskala, som tager højde for de administrative udfordringer, en øget fokusering på usikkerheder kan medføre. Der er desuden behov for videre udvikling og integrering af metoder til miljøøkonomiske vurderinger.

Fremtidig udvikling

Der er givet forslag til en række udviklingsprojekter til afhjælpning af de identificerede udfordringer i den opstillede vision.

Det er i første omgang valgt ikke at anbefale udvikling af et samlet beslutningsstøtteværktøj, men i stedet at styrke forståelsen for tankegangen, de individuelle ”komponenter” og databehovet i et beslutningsstøtteværktøj og analysere hvorledes dette mest gnidningsfrit kan implementeres administrativt. Når disse dele er styrket, kan målet i en senere fase være at arbejde mod et fælles værktøj. Udviklingen bør ske i tæt samarbejde mellem forskere, rådgivere og myndigheder for at sikre et fagligt solidt funderet resultat, som er målrettet anvendelsen i den administrative praksis.

Boks 1a: Introduktion til risikobaseret prioritering på oplandsskala

Formålet med risikobaseret prioritering på oplandsskala er primært at skabe overblik over de (ofte mange) potentielle punktkilder indenfor et opland samt at virke som beslutningsstøtteværktøj for prioriteringen af de videre tiltag indenfor oplandet. Ydermere kan et forbedret overblik medvirke til at identificere om der kan være oversete punktkilder indenfor oplandet, såfremt de identificerede kilder ikke kan forklare eventuelle forureningspåvirkninger i indvindings- eller monitoringsboringer.

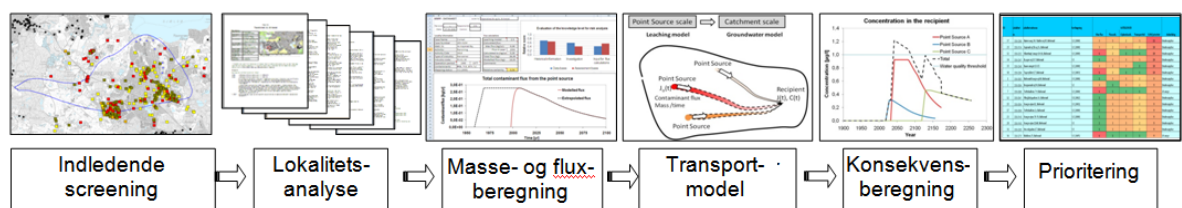
Den prioriteringsmetode, som er mest afprøvet i Danmark, er udviklet af DTU Miljø (Troldborg et al., 2008) og afprøvet med forskellige knopskydninger i en række oplande (Tuxen et al., 2006; Region Hovedstaden, 2009; Region Sjælland, 2010; Miljøministeriet, 2008).

Grundlæggende går metoden ud på at vurdere de individuelle forureningsfluxe fra forskellige punktkilder i et opland og beregne deres samlede effekt på en konkret vandindvinding eller grundvandsressourcen som helhed. De forskellige elementer, som indgår i metoden, er illustreret i figur 0.1. Hvis oplandet indeholder et meget stort antal punktkilder kan det være nødvendigt at bringe antallet af lokaliteter til nærmere analyse ned til et mere håndterbart antal via et indledende screeningstrin, f.eks. via principperne i regionernes GIS-baserede prioriteringssystem, GISP (Danske Regioner, 2007). Hvis analysen har til formål at vurdere truslen overfor en konkret indvinding, er det endvidere nødvendigt at foretage en beregning eller vurdering af transporten i grundvandsmagasinet fra punktkilderne til indvindingen.

Risikoanalyser ud fra fluxberegninger med mange lokaliteter i et indvindingsopland vil uvilkaarlig også føre til øget fokus på kvaliteten og sikkerheden i de data, der regnes videre på. En kvantificering af usikkerhederne og deres indflydelse på resultaterne er vigtig for at bevare gennemsigtheden.

Konsekvensberegningen for indvinding eller ressource kan anvendes i sig selv som prioriteringsværktøj, men kan også udvides med et system til prioritering af punktkilderne ud fra en række tilpassede faktorer, herunder masseflux, usikkerhed, tidsramme, økonomi etc.

Elementerne i den risikobaserede prioritering på oplandsskala er gennemgået i nærmere detaljer i kapitel 4.



Figur 0.1 Grundlæggende elementer i risikobaseret prioritering af punktkilder på oplandsskala. Fra Overheu et al. (2010); Troldborg (2010).

Summary

Background

There is a large number of contaminated sites in Denmark and the available resources for investigation and remediation are limited. The government (primarily the Danish Regions) must therefore prioritise their efforts when dealing with soil contamination. Today, risk assessment and prioritisation of contaminated sites is conducted at the site scale and on regional scale by each Regional Authority. Recently catchment scale investigations have also been conducted in areas prioritised for ground water protection. While there are systematic approaches to risk assessment and prioritisation efforts on the local and regional scale, there is no consensus on the approach for prioritisation on the catchment scale. A need for a systematic assessment and **risk-based prioritisation** on the catchment scale (cf. Box 1a) has arisen to support the implementation of water management plans for the Water Framework Directive, and to address the Regions need for an overview of the threats to the groundwater.

With the aim of providing an overview of the contaminated site problem and strengthening decision making, the Danish environmental authorities (Regions and State Environment Centers) have tested various catchment scale risk-based prioritisation tools. Valuable experience has been gained in these pilot projects, but there is still a need for a broader review of risk assessment tools on the local and larger scale and the potential for application of such tools. The review is intended to ensure that future development is directed toward user needs and that new tools can be employed in practice.

Needs

There is a need to assess and prioritise a large number of contaminated sites on three scales; site, catchment and regional scale, and this is challenging with existing risk assessment and prioritisation tools. It is also necessary to prioritise sites with background knowledge levels varying from basic historical information to extended site investigations and so risk-based prioritisation methods must be flexible so that they can be used with widely varying amounts of data. Data sets on contaminated sites are of varying quality and it is important that the uncertainty of results is quantified to ensure transparency in the way model results are used for decision making.

It is shown that a nationwide approach to risk-based prioritisation is needed, ideally with a focus on the entire groundwater resource. However, local circumstances may require prioritisation of contaminant sources to protect specific water extraction interests; ie. within specific catchments.

Tools for risk assessment and prioritisation

This report presents a review of the state-of-the-art in risk assessment and prioritisation decision support tools and the extent to which they satisfy user

requirements. The tools are described together with the legal and administrative context in which they are used.

Traditionally, risk assessment is carried out at the site scale. When conducting catchment scale risk analyses, site scale risk calculations are still required for each critical point source within the catchment. With this in mind, current practice, future developments and challenges are reviewed at both the site and catchment scale.

There are several well established tools for assessing ground water risk **at the site scale**, and the selection of an approach depends on the amount and quality of site data. Risk assessment can be used for different purposes depending on the available knowledge on each contaminated site. For instance, in a preliminary site investigation risk assessments are focussed on determining whether contamination poses a potential risk, while in an extended survey the magnitude of a given risk must be quantified.

When site knowledge is good, assessment of contaminant mass and contaminant discharge are desirable in addition to the concentrations calculated by simpler risk screening models. Danish regulators have expressed a wish for general guidelines to support these calculations.

Methods for comprehensive risk assessment and prioritisation **on the catchment scale** have been reviewed. The purpose of catchment scale analyses is primarily to provide an overview and to act as a decision support tool for prioritising further efforts, rather than to perform specific risk assessments for each site. Catchment scale tools can also be used to identify overlooked point sources in a catchment area. Box 1b presents an overview of risk-based prioritisation.

The review shows that catchment scale tools can be used to determine which sites within a catchment must be investigated and remediated and to prioritise the work so that the worst sites are investigated first. This allows optimisation of the Regions' "production line" so that the greatest environmental benefit can be gained from invested funds. Furthermore, the implementation of water management plans requires that actions be coordinated between different authorities to ensure the best possible ground water protection. A catchment scale tool can act as a common conceptual platform for this task.

Naturally, a catchment scale analysis requires both time and resources. However, the improved overview of ground water threats gained through the analysis makes it possible to optimise the ground water protection efforts. Also, the cost of the analysis is often a small fraction of the total expenses required to implement an action plan for a catchment.

Vision and challenges

The report presents a vision of how risk assessment and prioritisation can be performed within the administrative structure of the Regions. As a general principle it is recommended that risk assessments are carried out at the site scale, while prioritisation of remedial and investigative actions is carried out on the basis of risk considerations at the catchment scale. A continuous feedback is needed between the local and catchment scale approaches.

The review identifies a number of knowledge gaps which should be addressed before wide spread implementation is possible.

On the **site scale** there is a need for guidelines and decision support tools in cases where sites are well characterised, and where the objectives are: a qualified assessment of the magnitude of a given risk; determination of the response to mass removal; and the determination of start and stop criteria for remediation and monitoring. A number of these challenges are addressed in a current parallel technology development project, but a need for further development remains.

Catchment scale risk assessment and prioritisation is challenging and there is need for a set of guidelines to ensure that these are carried out in a systematic and transparent way. Simple GIS-based screening methods can effectively be used to generate a general overview, but more sophisticated methods are required to take advantage of more complex site data. Lack of systematically available data has been identified as one of the major obstacles in this regard. Therefore, it is important that guidelines for catchment scale analyses are flexible and cater for differing ambition levels and data quality between catchments.

To maintain transparency, methods are required to assess uncertainty in risk assessment at local and catchment scale, while considering inherent administrative constraints. A review of existing contaminated sites can assist in the screening of potentially contaminated sites and provide empirical data for evaluating inadequately investigated sites.

Finally, the development and integration of economic assessments methods with risk assessment tools is required.

Future development

A number of research projects have been proposed to address the knowledge deficiencies identified in this project.

Methods are not yet sufficiently developed to support work on comprehensive decision support tools. Instead work should be done to strengthen methodical understanding, develop individual “components”, research the data needs of decision support tools, and analyse how risk assessment and prioritisation can be best integrated into administrative practice. When these are developed, the target of a later phase can be to work towards a common tool. Development should be carried out in close collaboration between researchers, consultants and regulators to ensure that the results have a sound scientific basis and are directed towards use in administrative practice.

Box 1b: Introduction to catchment scale risk-based prioritisation

The purpose of catchment scale risk-based prioritisation is primarily to provide an improved overview of the (often many) potential point sources within a catchment and act as a decision support tool for prioritising further actions within the catchment. Furthermore, an improved overview may serve to identify neglected point sources within the catchment, if the identified sources fail to explain detected contamination in extraction- or monitoring wells.

The most widely tested prioritisation method in Denmark was developed by DTU Environment (Trolborg et al., 2008) and has been tested with different modifications in a number of catchments (Tuxen et al., 2006; Region Hovedstaden, 2009; Region Sjælland, 2010; Miljøministeriet, 2008).

The method assesses the individual contaminant discharges from a number of point sources in a catchment and calculates their cumulative impact on a specific waterworks or on the groundwater resource in general. The different elements of the methodology are illustrated in figure 0.2. If the catchment contains a large number of point sources it may be necessary to reduce the number of sites requiring detailed analysis to a more manageable amount through an initial screening step, e.g. using DRASTIC-style GIS-based methods (Aller et al, 1987). When the analysis aims to assess the threat to a particular waterworks it is necessary to conduct a calculation or assessment of the transport in the aquifer from the point sources to the extraction wells.

When conducting discharge-based risk analyses of a large number of sites of different knowledge levels in a catchment, it is important to focus on the quality and uncertainty of the data used for the calculation. Quantification of the uncertainties and their effect on the results is important for maintaining transparency in decision making processes.

The impact calculation for the waterworks or general resource can be used as a prioritisation tool in itself but can also be extended with a prioritisation scheme based on a number of factors tailored to the specific catchment, such as mass discharge, uncertainty, time frame, economy, etc.

The elements of the risk-based prioritisation on catchment scale are more thoroughly examined (in Danish) in chapter 4.

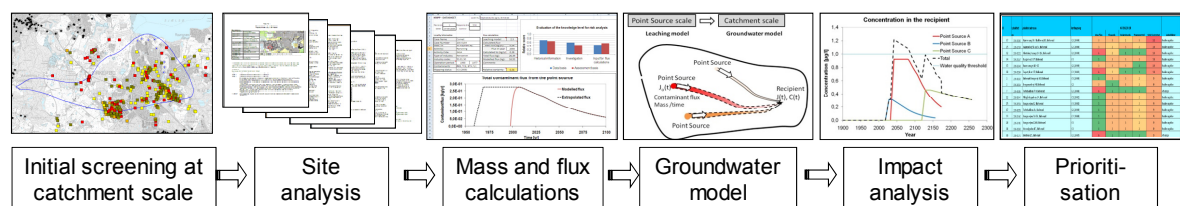


Figure 0.2 General elements in catchment scale risk-based prioritisation. From Overheu et al. (2010); Trolborg (2010).

1 Indledning

1.1 Baggrund

Siden 1970'erne har de danske myndigheder udført en stor indsats i forbindelse med kortlægning af forurenede grunde i hele landet. Efterhånden står det klart for enhver, at vi står overfor et meget stort antal mulige punktkilder, der udgør en potentiel trussel overfor vore grundvandsressourcer (Miljøstyrelsen, 2009a). Og der er ikke kun tale om et dansk problem; Det Europæiske Miljøagentur vurderer, at der kan være op til 3 millioner forurenede grunde over hele EU, hvoraf der er behov for oprydning på ca. 250.000 grunde (EEA, 2007).

Truslerne mod grundvandet gør det nødvendigt at tilvejebringe tilstrækkelig viden om forureningerne for at kunne udføre troværdige risikovurderinger og for at kunne foretage de rigtige oprydninger. Gennem årene er der alene i Danmark opnået stor viden, erfaring og rutine med risikovurderinger af punktkilder, bl.a. ved hjælp af Miljøstyrelsens vejledninger (Miljøstyrelsen, 1996; Miljøstyrelsen, 1998) og JAGG-modellen (Miljøstyrelsen, 2009c). Undersøgelser og oprydninger er imidlertid dyre, og det er derfor vigtigt med en skarp prioritering af de mest truende forureninger. Ved bedømmelse af en forurening er det derfor af stor betydning at tage højde for forureningens karakter, mængden af forurening og forureningens beliggenhed og dermed skabe grundlag for prioriteringen. Det har erfaringsmæssigt vist sig at være meget svært. Det store spørgsmål bliver derfor ofte: Hvilken indsats skal udføres på hvilke grunde, og i hvilken rækkefølge?

Implementering af vandplanerne under Vandrammedirektivet kræver desuden koordinerede indsatser mellem forskellige myndigheder for at sikre den bedst mulige grundvandsbeskyttelse. Den øgede interaktion mellem myndigheder og interessenter flytter fokus for risikovurdering fra primært lokal skala til oplands- og regional skala. For at bevare overblikket er der behov for en fælles forståelsesplatform for de mange aktører.

Med ønske om at forbedre overblikket og styrke beslutningsgrundlaget har forskellige danske myndigheder (regioner og miljøcentre) gennem de senere år afprøvet forskellige risikovurderings- og prioriteringsværktøjer. Der er blevet afprøvet en række metoder fra lokalskala til oplandsskala og fra simple GIS-værktøjer til komplekse udvasknings- og transportmodeller.

Der er høstet værdifulde erfaringer i disse mere eller mindre isolerede projekter, og der er behov for en opsamling og bredere udredning af, hvad dels behovene er for risikovurderingsværktøjer på lokal og større skala, og dels hvilket potentiale der er for anvendelse af disse. Dette er nødvendigt for at sikre, at den fremtidige udvikling går i en både ønskværdig og implementérbar retning

1.2 Formål

Formålet med det aktuelle udredningsprojekt er at undersøge, hvordan de hidtidige erfaringer med risikovurderingsmetoder og -værktøjer i Danmark, primært centreret om JAGG, og erfaringerne fra de afprøvede risikovurde-

ringsværktøjer på oplandsskala, kan sammenføres og anvendes i den fremtidige udvikling af risikovurderingsværktøjer på oplandsskala i Danmark. Konkret er følgende punkter undersøgt:

- Hvad er behovet for risikovurdering og prioritering af forurenede grunde på oplandsskala?
- Hvad er praksis for risikovurdering på lokalskala?
- Hvordan udføres risikovurdering og prioritering på oplandsskala idag?

På den baggrund er der opstillet en vision for den fremtidige risikovurdering på oplandsskala og identificeret udviklingsbehov, som er udmøntet i konkrete projektideer.

1.3 Projektets afgrænsning

Indenfor risikovurdering arbejdes traditionelt med vurdering af risiko overfor arealanvendelse, grundvand og overfladevand. Da både det tekniske og juridiske grundlag for risikovurdering i relation til disse tre områder er meget forskelligt spænder det for vidt at inddrage alle områderne i det aktuelle udredningsprojekt. Indtil videre er der primært arbejdet med risikoanalyser på oplandsskala i forhold til grundvandstruende forureninger, og udredningsarbejdet er derfor afgrænset til kun at omhandle grundvand.

1.4 Projektets struktur

Udredningsarbejdet i dette projekt foregår på flere niveauer. På det grundlæggende niveau skabes et overblik over, hvilke metoder der er afprøvet og hvilke erfaringer der er gjort i forbindelse med disse. Disse metoder dækker ikke nødvendigvis det fulde spektrum af muligheder, og et andet niveau er derfor en udredning af hvilke metoder der i øvrigt findes og er på vej. Dette grundlæggende udredningsarbejde er vedlagt i appendiks A-D og inddrages efter behov i rapporten.

1.4.1 Følgegruppens rolle

For at erfaringer og muligheder kan anvendes mest hensigtsmæssigt fremover, er det nødvendigt med en grundig analyse af, hvilke behov der er blandt myndighederne for risikovurdering og prioritering på oplandsskala. Derfor har inddragelse af følgegruppen været et meget væsentligt element i projektet. Den bredt sammensatte følgegruppe har været med til at afdække regionale forskelle og ligheder, idet ensartethed bør tilstræbes, hvor det giver mening, og formkrav bør undgås, hvor det ikke er relevant. Erfaringer, muligheder og behov er diskuteret ved to heldagsmøder, og udbyttet heraf er indarbejdet i denne rapport. Hermed er det håbet at skabe det bedst mulige grundlag for det videre arbejde indenfor dette felt.

Medlemmerne af følgegruppen kan ikke drages til ansvar for rapportens tekst og konklusioner.

1.4.2 Rapportens opbygning

Rapporten indledes i kapitel 2 med en analyse af hvilke behov regionerne og andre myndigheder har i relation til risikovurdering og prioritering på oplandsskala. Analysen bygger dels på erfaringer gjort i amternes og regionernes

hidtidige indsats på jordforureningsområdet og på de identificerede behov på følgegruppemøderne.

Traditionelt foregår risikovurdering på lokalskala, og implementering af risikoanalyser på oplandsskala kræver stadig, at der udføres risikoberegninger for hver enkelt punktkilde. Før vi kan gå fra lokalskala til oplandsskala er der derfor behov for en gennemgang af praksis, muligheder og udfordringer på lokalskala, hvilket behandles i kapitel 3.

Risikovurdering på oplandsskala er et relativt nyt felt i Danmark, og der findes derfor ingen konkrete retningslinjer for, hvordan dette udføres. I kapitel 4 samles op på, hvilke metoder, der hidtil er afprøvet, erfaringerne fra anvendelsen og mulige alternativer.

De identificerede behov, muligheder og erfaringer er forsøgt formuleret i en vision for fremtidig risikovurdering og prioritering på oplandsskala i Danmark (kapitel 5). Skitsering af denne vision gør det muligt at identificere hvor der er mangler i det samlede billede, og dette leder til en række forslag til videre udviklingsprojekter (kapitel 6).

Boks 2: Risikovurdering kontra prioritering

Gennem denne rapport vil begreberne 'risikovurdering' og 'prioritering' blive anvendt ofte og i samme kontekst. Det er derfor nødvendigt at være klar over hvad begreberne dækker og hvad forskellen mellem dem er.

Risikovurdering

En risikovurdering er en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en forurening (Miljøstyrelsen, 1998). Risikovurderingen tager sit udgangspunkt i konkrete situationer og bygger på oplysninger om de forurenende stoffer, de sprednings- og eksponeringsveje og den målgruppe, der er aktuell i den givne situation. En konkret risikovurdering vil pege på de spredningsveje og effekter, der kan udgøre en fare for målgruppen (typisk kategoriseret under arealanvendelse, grundvand og overfladevand).

Ud fra en farlighedsvurdering af de forurenende stoffer, stoffernes mobilitet og de mulige spredningsveje er der fastlagt en række grænseværdier (i form af maksimale koncentrationer i relevante medier), der anvendes i den konkrete risikovurdering.

Prioritering

Prioritering er en vurdering af den mest hensigtsmæssige rækkefølge af en række afværgeforanstaltninger eller andre tiltag ud fra nogle givne kriterier.

Risikobaseret prioritering

I en risikobaseret prioritering af lokaliteter indenfor et givet område indgår systematiske vurderinger af de potentielle risici fra hver lokalitet som en del af prioriteringskriterierne. Andre kriterier kan være f.eks. identificerede usikkerheder og økonomi. Lokalitetsdata og prioriteringskriterier leder til opstilling af en prioriteringsliste i forhold til, hvor stor en risiko lokaliteterne potentielt kan udgøre overfor receptoren. At en lokalitet havner nederst på listen betyder således ikke, at en risiko kan afvises på lokaliteten, men at risikoen formentlig er mindre end for lokaliteterne længere oppe på listen inden for det vurderede område og den anvendte tidsramme.

En endelig indplacering af en forurenende grund på en regions prioriterede liste over vil ud over et risikovurderingsgrundlag ligeledes omfatte en vurdering af de økonomiske omkostningerne i forbindelse med indsatsen, idet regionen med udgangspunkt i et regionalt grundlag skal prioritere inden for de afsatte økonomiske midler og inden for målsætningen om mest miljø for pengene.

2 Behov i relation til risikovurdering og prioritering af forurenede grunde i oplande

2.1 Baggrund – grundvandsbeskyttelse og vandplaner medfører øget fokus på oplandsanalyser

Koordination og samspil mellem regionernes jordforureningsindsats og statens og kommunernes vandplanlægning er væsentlig for at opnå størst muligt effekt af de offentlige myndigheders indsats. Den konkrete grundvandsbeskyttelse og miljøbeskyttelse sker med henblik på at beskytte grundvandsforekomsterne, som er ressourcegrundlaget for at kunne opfylde vandforsyningsbehovene nu og i fremtiden, samt miljømålene i den statslige vandplanlægning.

I relation til den grundvandsbeskyttende indsats skal regionerne iht. § 6 i jordforureningsloven prioritere den offentlige indsats på de arealer, hvor der er jordforurening, der kan have skadelig virkning på:

- Grundvandet inden for områder med særlige interesser (OSD)
- Grundvandet i indvindingsoplande for almene vandforsyningsanlæg

Regionerne udfører den offentligt finansierede indsats på forurenede grunde i henhold til jordforureningsloven i form af kortlægning, undersøgelser og oprensninger på forurenede grunde.

Naturstyrelsen¹ varetager grundvandskortlægningen, som er en forudsætning for, at beskyttelsen af grundvandet kan gennemføres så målrettet og præcist som muligt. Kortlægningen er en syntese af viden om et konkret områdes geologi, hydrogeologi, arealanvendelse, vandforsyningsstruktur, forureningspåvirkning og sårbarhed overfor nuværende og fremtidig forurening. Her er regionernes bidrag væsentligt ift. at videregive oplysninger om forurenede grunde, herunder særligt at bidrage med et overblik over de forurenede grunde, som udgør en grundvandstrussel og som skal indgå i grundvandsbeskyttelsen.

I forbindelse med at Naturstyrelsen udarbejder vandplaner for de 23 udpegede hovedoplande, indgår kortlægningen af grundvandet i den del af basisanalysen (jf. Miljømålsloven), der angår områder med særlige drikkevandsinteresser og indvindingsoplande til almene vandforsyningsanlæg uden for disse. Resultaterne af grundvandskortlægningen vil derfor tilpasses, så de kan inddrages i vandplanerne.

Resultatet af grundvandskortlægningen skal derudover give kommunerne det nødvendige grundlag for at udarbejde sikre og entydige indsatsplaner. De nærmere krav til indsatsplaner fremgår af bekendtgørelse for indsatsplaner (nr. 1430 2006), hvor det fremgår, hvordan rollefordelingen i den grundvandsbeskyttende offentlige indsats er fordelt mellem staten, kommunerne og regionerne.

¹ Før 1. januar 2011: De statslige miljøcentre.

Ift. regionernes rolle med kommunernes indsatsplanarbejde vil den være af væsentlig betydning i de indsatsplaner, hvor forurenede grunde udgør en væsentlig trussel for indvindingen af drikkevand, det vil sige på oplandsskala. Inden for de afsatte ressourcer bidrager regionerne til indsatsplanerne med opsporing, undersøgelser og oprensninger af forurenede grunde. Regionernes grundvandsbeskyttende indsats koordineres med og integreres i kommunernes grundvandsbeskyttende indsatsprogrammer på vandoplandsniveau samtidig med, at regionens regionale hensyn og prioritering fastholdes inden for det afsatte budget.

Det er regionsrådene, der prioriterer den offentlige indsats på de forurenende grunde. Prioriteringen af omfanget af regionens indsats på den enkelte grund i den enkelte indsatsplan tager udgangspunkt i regionernes samlede regionale prioritering af indsatsen på forurenede grunde. Men et øget behov for en koordination og samspil mellem regionernes jordforureningsindsats og statens og kommunernes vandplanlægning har drejet fokus fra, at risikovurdering af forurenede grunde primært sker på lokalskala, til at risikovurdering både skal ske på lokalskala og oplandsskala.

2.2 Behovet for oplandsanalyser på landsplan

Risikovurderinger på oplandsskala er mest relevante i de områder, hvor der er mange potentielle punktkilder og stor indvinding. For at få en indikation om, hvorvidt behovet for oplandsskala-vurderinger gør sig gældende i hele landet, er der udarbejdet to kort, der viser:

- Fordelingen af V1- og V2-kortlagte ejendomme indenfor regionernes grundvandsrettede indsats (dvs. indenfor OSD og indvindingsoplande udenfor OSD), figur 2.1.
- En arealfordeling af aktuelle indvindingstilladelser på almene vandværker (figur 2.2).

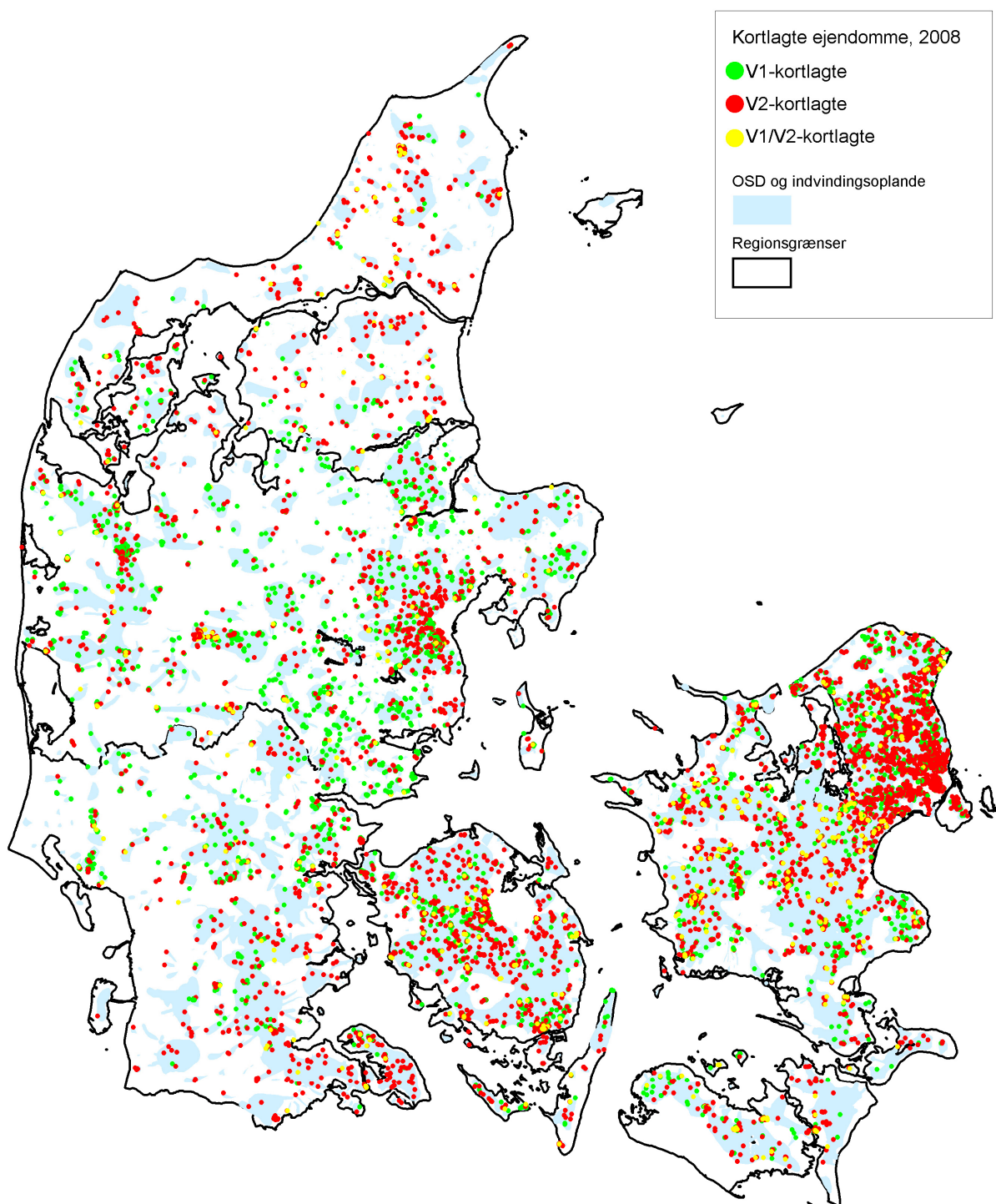
Oplysningerne fra disse to kort er anvendt til en overslagsmæssig beregning af tætheden af kortlagte ejendomme i områder med indvindingstilladelser af forskellige størrelser (figur 2.3). Det skal bemærkes, at kortene viser **alle** typer af kortlagte ejendomme, dvs. både grundvandsrettede, indeklimate og arealanvendelsessager, da det ikke er muligt at sortere disse på V1-niveau. Erfaringsmæssigt udgør de grundvandsrettede sager ca. halvdelen af sagerne.

Figur 2.3 (til venstre) viser den generelle tæthed af kortlagte ejendomme hvor der er indvinding, mens figur 2.3 (til højre) viser tætheden i de områder, hvor der er en betydelig indvinding (indvindingstilladelse på $>250.000 \text{ m}^3/\text{år}$ pr. $5 \times 5 \text{ km}$ celle).

Som nævnt er risikovurderinger på oplandsskala mest relevante i de områder, hvor der er mange potentielle punktkilder og stor indvinding. Som et groft skøn for dette kan anvendes de områder på figur 2.3 (til højre), hvor der er mere end 20 potentielle punktkilder pr. $5 \times 5 \text{ km}$ celle. Som figuren antyder, gør dette sig gældende omkring de større byområder, fordelt over det meste af landet, men mest koncentreret i hovedstadsområdet, centrale dele af Fyn og langs den østjyske motorvej.

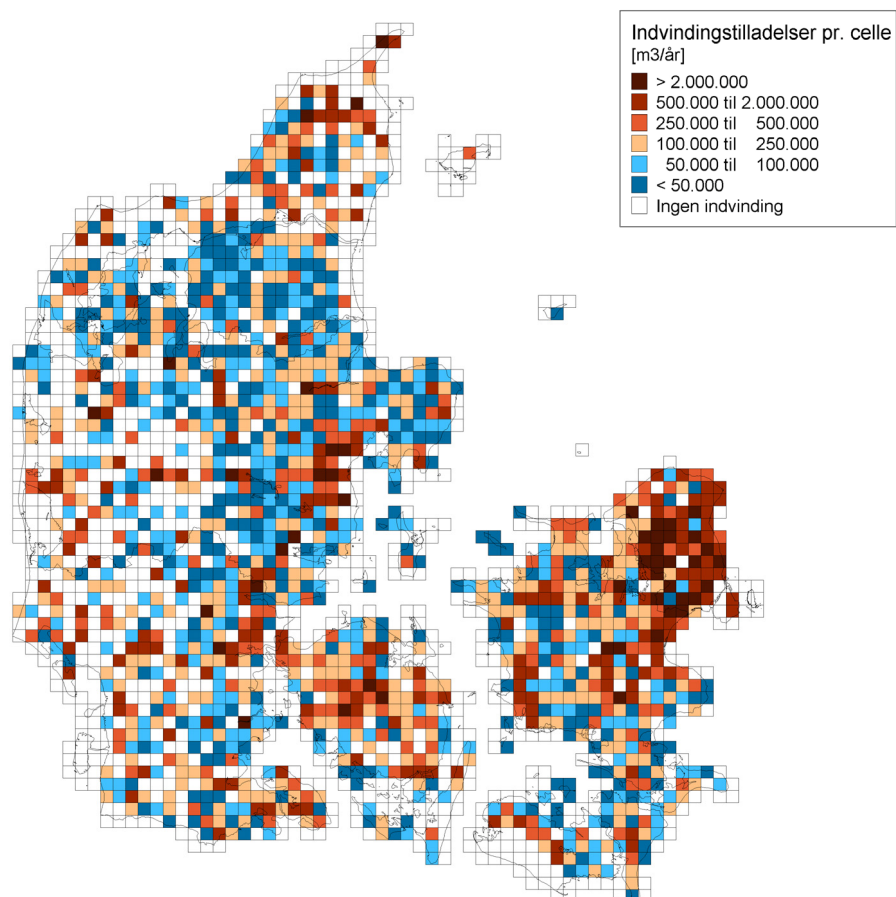
Kortene indikerer, at over hele landet er områderne med de fleste punktkilder også de områder hvor der sker den største grundvandsindvinding, og der er ofte kun begrænsede muligheder for at flytte indvindingsboringerne

til mere sikre områder. Dette illustrerer, at behovet for en oplandsbaseret tilgang til risikobaseret prioritering gør sig gældende for alle regioner.

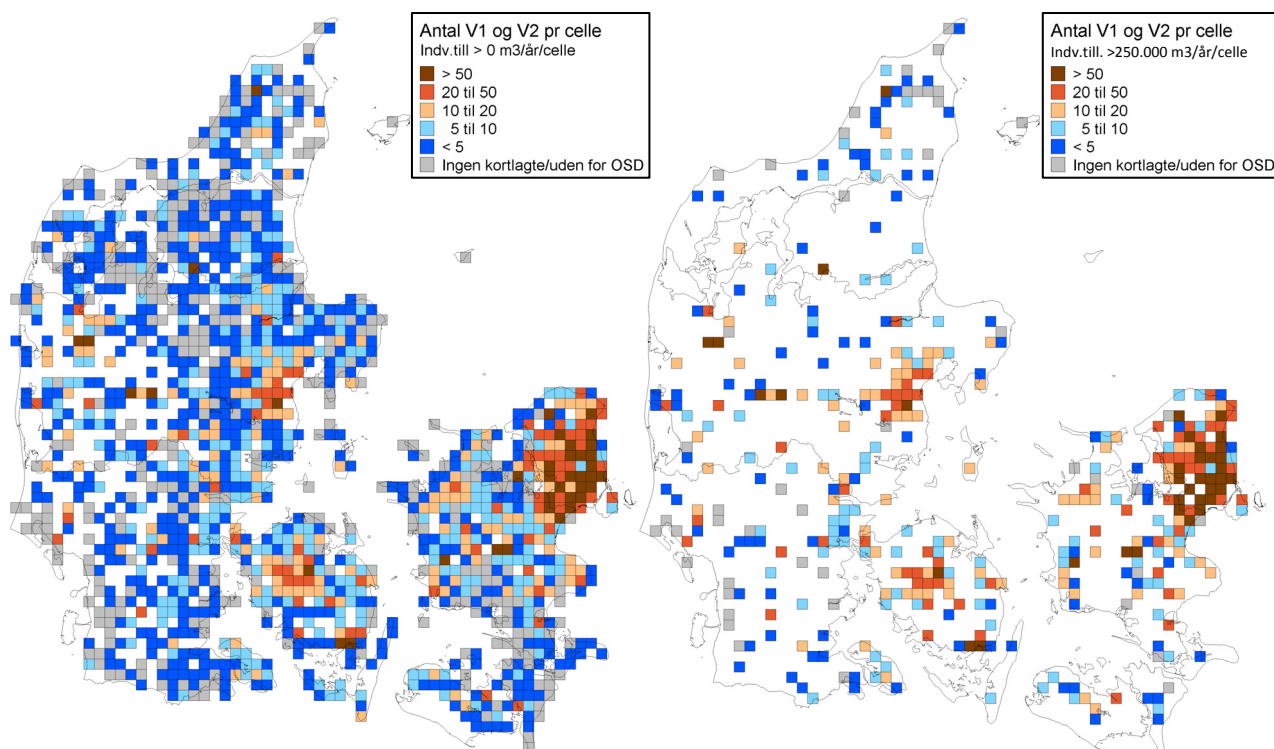


Figur 2.1. Fordeling af V1- og V2-kortlagte ejendomme på landsplan (ultimo 2008) indenfor OSD-områder og indvindingsoplande udenfor OSD². Kortet viser alle typer af kortlagte ejendomme, dvs. både grundvandsrettede, indeklimate og arealanvendelsessager. Erfaringsmæssigt udgør de grundvandsrettede sager ca. halvdelen af sagerne. Kortgrundlag fra Miljøstyrelsen.

² Lokalteter på Bornholm er ikke georefererede i databasen og er derfor ikke vist.



Figur 2.2. Opgørelse af indvindingstilladelser for almene vandforsyningsanlæg, fordelt på 5x5 km beregningsceller (data fra Miljøstyrelsen, 2010a).



Figur 2.3 Tæthed af kortlagte ejendomme indenfor hhv. områder hvor er indvindingstilladelser (til venstre) og områder hvor der er relativt store indvindingstilladelser (mere end 250.000 m³/år, til højre). Jf. Figur 2.1 udgør de grundvandsrettede sager er faringsmæssigt ca. halvdelen af sagerne.

2.3 Regionernes behov i relation til risikovurdering på lokalitets-, oplands- og regionsniveau og på forskelligt vidensgrundlag

I forhold til prioriteringen af den offentlige indsats på forurenede grunde står regionerne overfor nogle væsentlige udfordringer i de kommende år. Der er især udfordringerne i forhold til opgavernes omfang, prioriteringen og organiseringen af indsatsen. De tidligere amters og regionernes hidtidige kortlægning efter jordforureningsloven har bidraget til, at skønnet over antallet af potentielt forurenede og konstateret forurenede grunde har været støt stigende i de seneste 20 år. Ved udgangen af 2008 var der ca. 22.500 kortlagte forurenede grunde (Miljøstyrelsen, 2010a), og det er sandsynligt, at regionerne på landsplan samlet skal kortlægge yderligere 50-60.000 forurenede adresser de kommende år (Miljøstyrelsen, 2009a).

Størrelsen af opgaven, herunder regionernes vurderinger af de totale omkostninger i forbindelse med den samlede offentlige jordforureningsindsats, viser, at der vil gå adskillige årtier, før regionerne har gennemført en indsats i forhold til alle væsentlige grundvandstruende jordforureninger i Danmark. Dette er ensbetydende med, at prioriteringen, dvs. rækkefølgen og omfanget af indsatsen på de enkelte forurenede grunde, bliver væsentlig. Dette skærper behovet for risikovurderings- og prioriteringsmetoder, som er systematiske, gennemsigtige og overbliksgivende.

I forhold til de forureninger der udgør en grundvandsrisiko, er der i dag (2010) kendskab til godt 6.800 grunde på landsplan, hvoraf over 5.000 ligger indenfor OSD eller indenfor indvindingsoplande til almene vandforsyningsanlæg udenfor OSD. For de 5.000 grunde og de som kommer til i forbindelse med den i gangværende kortlægning, skal der som udgangspunkt ske en indsats. En oprensningsindsats er dog ikke nødvendig på alle disse forurenede grunde, idet formålet med den offentligt finansierede oprensning er at sikre, at forureningen ikke udgør en risiko overfor drikkevandet og menneskers sundhed. Formålet med en oprensningsindsats er heller ikke nødvendigvis at fjerne hele forureningen, idet kun den (del af) forurening, som udgør en risiko fjernes. Derfor er det heller ikke nødvendigt at oprense samtlige jordforureninger i Danmark. En række forureningssager afsluttes på baggrund af undersøgelser, der viser, at oprensning ikke er påkrævet her og nu.

Dette ændrer imidlertid ikke ved, at det store antal forurenede grunde giver et behov for en skarp prioritering af grundene på alle tre skalaer; lokalitet, opland og region, hvilket stiller store krav til de anvendte risikovurderings- og prioriteringsmetoder/-værktøjer. Væsentligt er det endvidere, at prioriteringen sker på en gennemsigtig måde for omverdenen.

Endvidere bevirker ønsket om at kunne prioritere på meget forskellige vidensniveauer (fra V1 til V2 med omfattende viden om forureningen) et behov for at kunne risikovurdere og prioritere både på et indledende screeningsniveau med oftest få data og på mere detaljerede analyseniveauer, som bygger på mange data.

På det indledende screeningsniveau har regionerne udviklet den første generation af et GIS-baseret prioriteringssystem, GISP, som er nærmere gennemgået i afsnit 4.4.1.

Flere data om de enkelte forurenede grunde og større økonomiske indsatser i oprensningssager giver grundlag for mere detaljerede risikovurderings- og prioriteringsmetoder både på enkeltlokalitets- og oplandsskala.

I de senere år er der arbejdet med metoder til at kunne vurdere forureningsfluxe fra mange forurenede grunde på oplandsskala, idet fluxberegninger er en metode til at bevare overblikket over risikoen fra et større antal forurenede grunde i et indvindingsopland. Risikoanalyser ud fra fluxberegninger med mange lokaliteter i et indvindingsopland vil uvilkårlig også føre til øget fokus på kvaliteten og sikkerheden i de data, der regnes videre på. Derfor vil analyser af de væsentligste usikkerhedspunkter og parametre også være vigtige i fremtidens mere helhedsorienterede arbejdsmetoder.

Regionernes behov i relation risikovurdering og prioriteringen af indsatsen kan sammenfattes i følgende punkter:

- **Vedr. det store antal lokaliteter:** Med et stort antal forurenede grunde og begrænsede årlige ressourcer er prioritering nødvendig. Det er imidlertid kun nødvendigt at undersøge og oprense en lille procentdel af de muligt forurenede og de forurenede grunde. De kritiske grunde som udgør en trussel for oplandet skal identificeres gennem systematiske risikovurderinger og prioriteringer. Systematiske risiko- og prioriteringsmetoder/- værktøjer skal sikre reproducerbarhed og gennemsigtighed i grundlaget for prioriteringen.
- **Vedr. overblik :** Overblik over kortlægningsstatus i oplandet er vigtigt, således at indsatsen på én lokalitet ikke overflødiggøres af manglende indsats eller viden på en nabolokalitet. I denne forbindelse er det ligeledes nødvendigt at have overblik over hvad der f.eks. skal til for at beskytte et konkret vandværk. Skal alle grunde undersøges og ryddes op eller kun halvdelen? Og hvordan og i hvilket omfang skal der undersøges og ryddes op for at sikre en bestemt kvalitet i grundvandsoplandet?
- **Vedr. vidensniveau, skala og løbende prioritering:** Prioritering i regionerne skal ske på tre skalaer; lokalitet, opland og region og skal kunne gennemføres på grundlag af meget forskellige vidensniveauer. Endvidere skal forurenede grunde kortlægges løbende (hver dag) og løbende indplaceres i prioritering på lokalitetsskala og regional skala. Der er derfor behov for prioriteringssystemer som indledende screener på få data (f.eks. ved hjælp af GIS). Flere data og større omkostninger på den enkelte lokalitet og/eller i det samlede opland giver grundlag for mere detaljerede risikovurderings- og prioriteringsmetoder på enkeltlokaliteter og i oplande.

2.4 Behov og omkostninger i relation til grundvandsbeskyttelse i oplande

Det er vigtigt, at de offentlige myndigheder griber opgaven an, så de forureninger, som udgør en væsentlig og afgørende trussel for grundvandsressourcen og drikkevandets kvalitet, bliver fundet (først) og elimineret /reduceret i tide. Forudsætningen for dette er, at der i forbindelse med resourcekortlægningen og gennemførelsen af indsatsplanerne skabes et samlet vidensgrundlag. Der skal være tilstrækkelig viden om samtlige forureningskilder, som udgør en trussel for grundvandsressourcen i indvindingsoplandene, og som er tilstrækkelig detaljeret til at angive hvilke forureningskilder, som er de væsentligste, hvilke som skal ryddes op først og i

hvilket omfang de skal ryddes op. Dette er en samlet vigtig forudsætning, som sikrer, at investeringerne i indsatsplanerne giver den fulde gevinst i form af rene grundvandsforekomster og rent drikkevand.

Regionernes arbejdsproces i relation til opsporing og undersøgelser frem mod evt. afværgetiltag på forurenede grunde udgøres af følgende hovedarbejdsfaser:

- Gennemgang af gamle telefonbøger og vejvisere samt indsamling af miljø- og byggearkivmateriale, hvilket er grundlaget for udarbejdelse af historikker og vurdering af, om de historiske oplysninger giver anledning til mistanke om at der kan være forurenet på ejendommen og kortlægning på Vidensniveau 1 (V1).
- Indledende undersøgelser på ejendommen, som indeholder prøvetagning af jord, poreluft og/eller grundvand for at vurdere, om der eksisterer en mulig risiko for miljø og/eller mennesker. Hvis det på baggrund af undersøgelserne vurderes, at der eksisterer en risiko eller mulig risiko kortlægges ejendommen på vidensniveau 2 (V2). Det er ligeledes på baggrund af disse undersøgelser, at regionerne indplacerer ejendommen til en evt. videre indsats.
- Videregående undersøgelser på ejendommen, hvor der sker en mere detaljeret afdækning af risiko og en vurdering af, hvorvidt der skal ske afværgetiltag for at reducere risiko. Hvis risikovurdering viser, at der skal udføres afværgetiltag, skal de videregående undersøgelser endvidere danne grundlag for valg og design af afværgeløsninger, som lever op til de opstillede oprensningskriterier for de valgte afværgeløsninger.

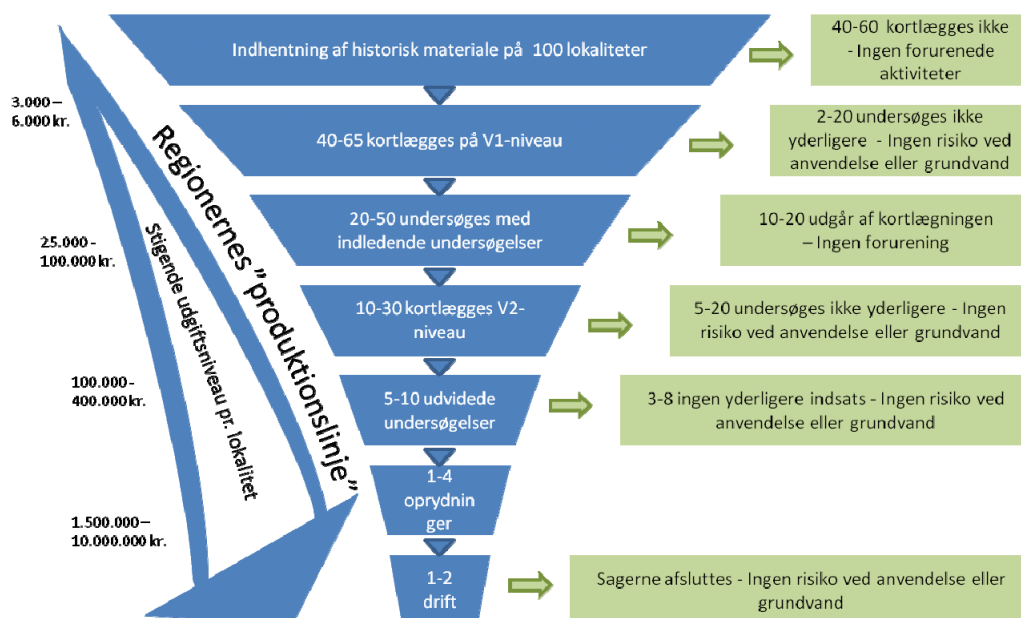
Regionernes omkostninger i forbindelse med de enkelte undersøgelsesfaser strækker sig fra et lavt omkostningsniveau på historikniveauet på typisk 3.000-6.000 kr. og et omkostningsniveau på typisk 25.000-100.000 kr. på indledende undersøgelsesniveau. Undersøgelsesomfanget på indledende undersøgelsesniveau er stærkt varierende, afhængigt af typer og størrelser af forureningskilder på ejendommen samt de hydrogeologiske forhold. På videregående undersøgelsesniveau vil omkostningerne typisk ligge på 100.000-400.000 kr. Ligeledes har de videregående undersøgelser et stærkt varierende omfang, afhængig af de samme grundlæggende faktorer, som de indledende undersøgelser.

Antallet af undersøgelser på de forskellige vidensniveauer, som erfaringsmæssigt skal gennemføres af regionerne, kan illustreres ved hjælp af et ”tragt”-koncept, som vist på figur 2.4, som viser typiske niveauer for antal og omkostninger på landsplan for at gennemføre en undersøgelse på de forskellige vidensniveauer (Miljøstyrelsen, 2010a). Tallene udtrykker et øjeblikbillede (2009) for to af de fem danske regioner og gælder alle typer af sager (både grundvands-, indeklimate- og arealanvendelsessager). Grundvandssagerne er ofte de mest komplekse, og ligger erfaringsmæssigt i den høje ende af de angivne beløbsintervaller.

Langt de fleste lokaliteter skal undersøges på historik niveau (V1), mens en del færre lokaliteter skal undersøges på indledende undersøgelsesniveau (V2) og på markant færre adresser skal der gennemføres videregående undersøgelser. Kombineres antallet med omkostningerne kan ses, at selvom det typisk kun er nødvendigt at afværge på et par procent af de forurenede grunde vil i størrelsesordenen 70 % af regionernes omkostninger gå til gennemførelse af oprensninger og drift af afværge på en del af disse. Omvendt ses af figur 2.4,

at regionernes omkostninger til opspore og undersøge de ca. 20 % af lokaliteterne, hvor der er grundlag for kortlægning på vidensniveau 2, udgør i størrelsesordenen 15 % af de samlede omkostninger.

I forbindelse med fastlæggelsen af den samlede beskyttelsesindsats i et opland er det på denne baggrund erfaret, at omkostningerne til at hæve vidensniveauet på lokaliteter, hvor vidensniveauet er lavt, oftest vil ligge på et betydeligt lavere niveau end at afklare risikoen på de relativt færre lokaliteter i oplandet, hvor vidensniveauet er højt.



Figur 2.4 Erfaringstal fra regionernes arbejdsproces på forurenede grunde, iht. regionernes indberetning til Depotrådet (Miljøstyrelsen, 2010a). Tallene udtrykker et øjebliksbillede (2009) for Region Hovedstaden og Region Syddanmark og gælder alle typer af sager. Beløbene dækker kun regionernes driftsmidler og ikke egetforbrug.

I forbindelse med oplandsanalyser, hvor samtlige forurenede grunde gennemgås og risikovurderes, vil situationen typisk være, at vidensniveauet på de mange forurenede grunde vil være højest forskelligt. En opgørelse foretaget på 52 forskellige lokaliteter i oplandet til Birkerød Vandværk (jf. Appendiks D, punkt 3) viser stor spredning mht. historik, kildekendskab, undersøgelsesniveau i forskellige medier (jordprøver, vandprøver, poreluftsprøver), tidsserier og viden om hydrogeologiske forhold. Den store variabilitet i undersøgelsesomfanget indenfor Birkerød-oplandet afhænger naturligvis af, hvilket undersøgelsesstadium lokaliteterne befinder sig på. Imidlertid er variabiliteten i høj grad også forårsaget af et stort spænd mellem tidspunkterne, hvor lokaliteterne er undersøgt, idet kvaliteten af både historikkerne (V1-kortlægningsgrundlaget) og af den indledende undersøgelse (V2-kortlægningsgrundlaget) historisk set er vokset gennem årene i amterne og regionerne. Endvidere har regionerne forskellig strategi mht. kortlægningsrækkefølgen, hvilket bidrager til variabiliteten på landsplan. Nogle regioner kortlægger f.eks. færdigt i ét område, mens andre holder gang i hele arbejds-”fødekæden”, så opretholder et højt oprensingsniveau samtidigt med gennemførelsen af kortlægningen af forurenede grunde.

Den helt store udfordring for regionerne bliver derfor at håndtere inhomogeniteten i data, som er til stede fra de enkelte forurenede lokaliteter i et opland. Her bliver behovet for systematiske og metodiske tilgange i sammenstillingsfa-

sen væsentlig. Det er i denne forbindelse vigtigt at få fastlagt, hvilke parametre, som er centrale for risikovurderingerne på de forskellige vidensniveauer. Sandsynligvis kan der fremadrettet ske en teknisk og økonomisk optimering af de ”klassiske” undersøgelsesfaser, således at de bedre honorerer behovene for en mere homogen risikoanalyse på oplandsskala.

Sammenstillingen af sagerne og risikovurderingerne på oplandsskala vil give et overblik over hvilke lokaliteter, hvor vidensniveauet er lavt og kan dermed sætte fokus på, hvor ”flaskehalsene” videnskabsmæssigt findes i forhold til en samlet analyse af, hvor grundvandsbelyttelsesindsatsen bør ske, og i hvilken rækkefølge inden for grundvandsoplandet den bør ske. Som tidligere nævnt er kvaliteten af både historikkerne (V1-kortlægningsgrundlaget) og af den indledende undersøgelse (V2-kortlægningsgrundlaget) historisk set vokset. Dette er sket både pga. metodeforbedringer og erfaringsopsamlinger i regionerne. I situationer er det også sket ud fra devisen ”det er utroligt dyrt” at overse væsentlige forureninger på en ejendom, hvor en region bruger mange millioner kroner til oprensning, idet oprensningen derved ikke opfylder oprensningsmålet.

Disse tankegange kan også overføres på oplandsskala i forhold til en indsatsplan for et vandværk. En oversat forurening inden for oplandet kan medføre at gevinsten af en omfattende oprydningsindsats på andre lokaliteter inden for oplandet ikke opnås. Oplandsanalyser kan bruges aktivt i dialogen mellem de forskellige aktører indenfor vandområdet: regioner, miljøcentre, kommuner og forsyninger. Der kan skabes et fælles overblik over samtlige lokaliteter, og en dialog om den samlede indsats for at beskytte et givent indsatsområde.

At gennemføre oplandsanalyser – også med målrettede operationelle risikovurderings- og prioriteringsværktøjer, vil naturligvis ikke kunne ske uden forbrug af tid/ressourcer. Imidlertid vil oplandsanalysernes bidrag til overblik over ”trusselsbilledet” i oplandet give muligheder for at optimere beskyttelsesindsatsen. Omkostningerne til at udarbejde oplandsanalyser vil ofte være af relativ beskeden størrelse og udgøre en mindre del af samlede omkostninger i forbindelse med en indsatsplan, hvor der skal ske en indsats i forhold til en række forurenede grunde.

I den forbindelse skal det overvejes hvordan det samlede trusselsbillede fra ikke blot punktkilder, men også fladeforureninger og naturskabte forureningskilder håndteres. Der er et koordineringsbehov, som skal håndteres blandt Naturstyrelsen, regioner og kommuner.

3 Risikovurdering på lokalskala - hvordan er den aktuelle praksis?

3.1 Det juridiske grundlag

Jordforureningsloven (lovbekendtgørelse nr. 1427 af 4. december 2009) tegner den administrative ramme for risikovurdering på lokalitetsskala. Det overordnede formål med Jordforureningsloven er at **”medvirke til at forebygge, fjerne eller begrænse jordforurening og forhindre eller forebygge skadelig virkning fra jordforurening på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt”** (Pagh, 2000). Det fremgår videre, at det **”med loven tilsigtes særligt at beskytte drikkevandsressourcer”** samt en række andre temaer.

I Jordforureningslovens § 6 indskrænkes den offentlige indsats i relation til drikkevandsressourcen til at omfatte de arealer hvor forurening eller forureningskilder kan: - 1) have skadelig virkning på grundvandet indenfor et område med særlige drikkevandsinteresser, - 2) have skadelig virkning på grundvandet i et indvindingsopland for et alment vandforsyningsanlæg (Pagh, 2000). Endvidere fremgår det af lovbemærkningerne at **”den offentlige indsats skal tilrettelægges og prioriteres i en integreret sammenhæng med de økonomiske ressourcer, som Regionsrådet årligt skal afsætte til området”** (Pagh, 2000; Folketinget, 2004-2005). På den måde sikres det, at vi får oprenset de værste jordforureninger først.

Principperne for at risikovurdere forureninger i relation til grundvandet, er nærmere beskrevet i Miljøstyrelsen (1998). Af vejledningen fremgår det, at udførelsen af en risikovurdering **”samt eventuelle efterfølgende afværgeforanstaltninger skal sikre, at grundvandsressourcen bevares ren, svarende til at grundvandskvalitetskriterierne er overholdt. Det tilstræbes således, at indvindingsboringer kan placeres uden begrænsninger og indvinde rent grundvand”**. Dette sidste synspunkt fastholdes også i den generelle beskrivelse af principper for risikovurdering, hvor det fremgår at **”princippet for risikovurdering baseres på, at zonen med den højeste koncentration i grundvandet skal overholde grundvandskvalitetskriteriet”** og videre med at kvalitetskravene ligeledes skal **”være opfyldt i det øverst liggende grundvandsmagasin, der kan forårsage en betydende forureningsspredning eller som kan være anvendeligt til vandforsyningformål”** (Miljøstyrelsen, 1998).

Kvalitetskriterierne for grundvand indgår således centralt i forhold til myndighedernes vurdering af, om en forurening udgør en risiko og dermed efterfølgende i forhold til en beslutning af om der skal gennemføres afværgeforanstaltninger. I Miljøstyrelsens liste med kvalitetskriterier er der i relation til grundvandskvalitetskriterierne anført, at **”Grundvandskvalitetskriterierne er udarbejdet til brug for fastsættelse af krav til grundvandet under forurenede grunde ved offentligt finansierede oprydninger og er således ikke kvalitetskriterier, der kan bruges generelt i for grundvand. Kvaliteten af grundvandet skal tilstræbes renet muligt, og det er ikke hensigten, at forureningsindholdet i grundvandet øges, så grundvandet ”fyldes op” til de fastlagte drikkevandskrav”** (Miljøstyrelsen, 2010b).

En tilsvarende tankegang ligger beskrevet i vejledningen (Miljøstyrelsen, 1998,) idet **”en risikovurdering ikke skal gøres mere lempelig, selv om magasinet**

allerede er forurenede. Selv hvor et grundvandsmagasin allerede er kraftigt forurenede, og dermed ubrugeligt som indvindingsressource, kan det ikke accepteres, at forureningsbidraget fra en ny forurening overskrider grundvandskvalitetskriteriet i forhold til at bruge grundvandsmagasinet som fortyndingsmedie”.

Ovenstående kan sammenfattes til, at en grundvandsrisiko ”medfører” en oprensning og at denne ikke gennemføres ved, at grundvandet fyldes op med en forurening til de fastlagte kvalitetskrav. Dvs. fortyndingsprincippet, hvor den samlede forureningsmasse opblandes i grundvandsressourcen, ikke er en accepteret afværgeløsning i forhold til grundvandet.

Det har været diskuteret løbende i styregruppen og andre fora om disse principper er identiske for den offentlige indsats og frivillige oprydninger. Juridisk set er der ingen forskel, men af administrative grunde kan Regionerne have et behov for at forvalte principperne skarpere/mere rigtigt i forhold til frivillige oprydninger, da de i det tilfælde ofte er afskåret for at komme tilbage med en skærpelse af krav til f.eks. oprensning.

Modsat principperne for risikovurderingen, hvor der ikke accepteres overskridelser af grundvandskriterier, er der i vejledningen (Miljøstyrelsen, 1998) angivet en metode til en risikovurdering - den såkaldte trinvis risikovurdering – med mulighed for at prioritere forureningerne på lokalskala. Mere præcist vil forureninger, der med den trinvis risikovurdering viser at kunne overholde grundvandskvalitetskriterier i en afstand på 1 års strømning i grundvandsmagasinet eller maksimalt 100 meter nedstrøms, ikke af regionerne skulle prioriteres til afværgeindsats. Der accepteres således en overskridelse af grundvandskvalitetskriterierne indenfor en zone på 100 meter fra forureningslokaliteten.

I den administrative praksis udføres risikovurderinger imidlertid ofte som en overordnet vurdering af påvirkningen af grundvandsressourcen eller en konkret vandindvinding fremfor vejledningens mere stringente afstandskrav. I en spørgeskemaundersøgelse blev evalueret oprensningskriterier for 21 mellemstore og store oprensningsprojekter fra fire af de fem regioner (Miljøstyrelsen, 2011). Undersøgelsen viste, at risikovurdering og beslutning om oprensning kun sjældent har beroet på Miljøstyrelsens vejledende afstandskrav. Således er dette kun indrapporteret i to af de 21 sager. Risikovurdering og beslutning om afværge bygger i højere grad på en konkret vurdering af truslen overfor vandressource eller indvinding, hvilket er med til at illustrere behovet for risikovurderinger på oplandsskala.

I forbindelse med forureningsoprensninger forholder vejledningen (Miljøstyrelsen, 1998) sig i begrænset omfang til hvornår en oprensning kan stoppes, dog fremgår det, at ***”et slutkriterie kan udtrykkes pragmatisk i forhold til en oprensningshastighed. Når processen går tilstrækkelig langsomt, kan afværgeforanstaltningen indstilles. En risikovurdering vil herefter ligge til grund for, om afværgeforanstaltningen kan stoppes, eller om der skal fortsætte med en anden teknik. Flere oprensninger har i realiteten fulgt denne proces”.***

Uanset ovenstående principper, så skal ***”den offentlige indsats tilrettelægges og prioriteres i en integreret sammenhæng med de økonomiske ressourcer”*** (Pagh, 2000).

Det klassiske risikovurderings koncept, håndterer ikke dette forhold. Det fremgår således ikke af vejledningerne, hvorledes der skal prioriteres mellem

forskellige kilder indenfor et opland, eller mellem kilder i forskellige oplande, når der samlet set ikke er økonomiske ressourcer til at løfte alle opgaverne samtidig, eller indenfor en kortere tidshorisont.

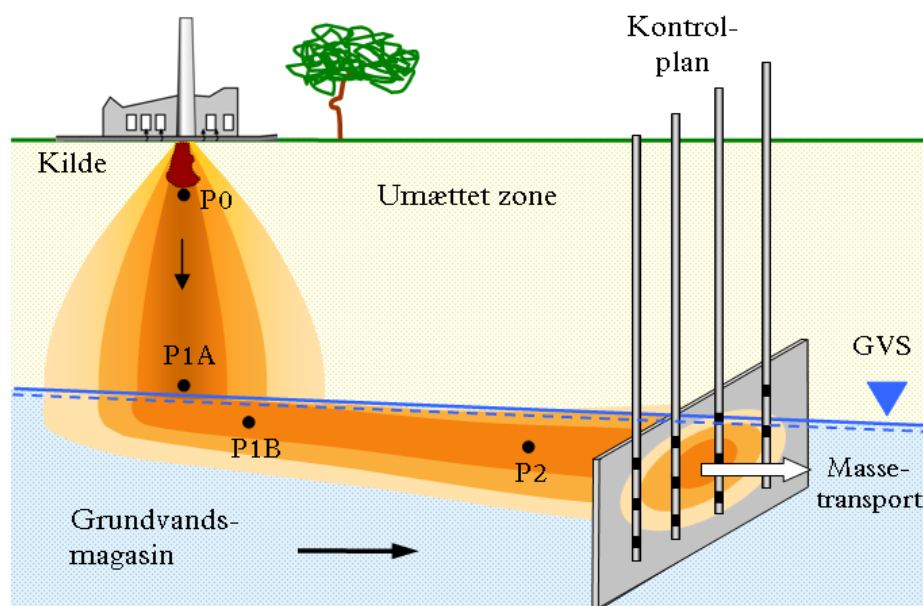
3.2 Metoder til risikovurdering på lokalskala

Som hjælp til at administrere efter ovenstående regelgrundlag eksisterer der en række værktøjer/modeller til risikovurdering på lokalskala, afhængigt af hvilket vidensniveau der opereres på. Følgende afsnit bygger på appendix A, hvor emnerne diskuteres i større detalje.

Alle værktøjerne/modellerne er opbygget på baggrund af en eller flere konceptuelle modeller af forureningssituationen, som så kvantificeres ved hjælp af en række ligningssæt, randbetingelser, antagelser m.m.

3.2.1 Grundlæggende metodik

Figur 3.1 viser en almindelig konceptuel model for risikovurdering af en punktkilde beliggende i den umættede zone. Der regnes typisk med to spredningsmekanismer; lodret forureningstransport gennem umættet zone til grundvandsspejlet og vandret transport med grundvandets strømning.



Figur 3.1. Generel konceptuel model for risikovurdering af grundvandsforurening fra en punktkilde på lokalskala. P1A, P1B og P2 repræsenterer kontrolpunkter, som typisk anvendes i risikovurdering. Vurdering af forureningsfluxen (boks 3) gennem et kontrolplan er en anden metode til risikovurdering, typisk på de højere vidensniveauer.

Resultatet af en lokalskala risikovurdering er typisk en beregning af forureningskoncentrationer i grundvandszonen i et kontrolpunkt, som herefter kan sammenlignes med grundvandskvalitetskriterier for det pågældende stof. Dette er fremgangsmåden i bl.a. Miljøstyrelsens vejledning nr. 6, 1998 (Miljøstyrelsen, 1998) og JAGG-modellen.

På højere vidensniveauer kan det være hensigtsmæssigt at nuancere risikovurderingen ved beregning af ikke kun koncentrationen men også af fluxen af forureningskomponenter (se boks 3).

Boks 3: Forureningsflux vs. koncentration

Traditionelt bygger risikovurderinger på lokal skala på beregninger af koncentrationer af kritiske stoffer i grundvandsmagasinet. Koncentrationsberegninger har den fordel, at det er nemt at sammenligne den beregnede påvirkning med kvalitetskriterierne for grundvandet, som netop er koncentrationsmål.

Forureningsfluxen angiver, hvor meget forureningsmasse, der udledes fra en punktkilde pr. tid (fx kg/år). Det er altså en dynamisk størrelse, der udtrykker den samlede forureningsbelastning. En fordel med forureningsflux som størrelse i forhold til koncentrationer, er at fluxe er direkte sammenlignelige. En større flux påvirker et magasin mere end en mindre flux. Dette gælder ikke nødvendigvis koncentrationer. Man kan fx forestille sig en situation, hvor en forureningsfane med høj koncentration af et forureningsstof fx kan have en meget lille udbredelse, eller flytte sig meget langsomt hen mod en indvindingsboring pga. lav strømningshastighed, og derfor udgør en mindre trussel mod indvindingsboringen end en forureningsfane med en lavere koncentration, men hvor fx udbredelsen eller

I tabel 3.1 er opsummeret hvordan den aktuelle praksis er til risikovurdering af grundvandstruende forureninger i Danmark afhængigt af vidensniveau, fra mistanke om forurening (V1) til stigende vidensniveauer af identificeret forurening (V2). De anvendte metoder afspejler, at risikovurderingen på de enkelte niveauer tjener forskellige formål, som også vist i tabel 3.1.

Tabel 3.1 Anvendte metoder til risikovurdering af grundvandstruende forureninger afhængigt af stigende vidensniveau

Vidensniveau	Grundlag	Formål	Metode/værktøj
Mistanke om forurening (V1)	Historisk redegørelse	Udpege mulige forureninger	Erfaringer om anvendte stoffer ud fra branche/aktivitet ^I
Påvist forurening (V2)	Indledende forureningsundersøgelse	Udpege potentielle forureninger (kortlægningsgrundlag)	MST vejl. 6 (1998), JAG G 1.5 (JAG G 2.0 under forberedelse) ^{II}
Afgrænset forurening (V2)	Afgrænsende forureningsundersøgelse	Vurdere størrelse af risiko	Metodefrihed ^{III}
Afværgeprojekt (V2)	Afgrænsende forureningsundersøgelse og skitseprojekt til afværge	Vurdere nødvendige tiltag for at eliminere risiko	Metodefrihed ^{IV}

- I: Grundvandstruende stoffer identificeres ud fra stoffernes farlighed og mobilitet. Ud fra erfaringer om forbrug og anvendelsespraksis på den enkelte aktivitet/branche vurderes, om det er sandsynligt, at der er anvendt og potentielt spildt grundvandstruende stoffer. Hvis ja, udpeges lokaliteten som muligt forurenet.
- II: Miljøstyrelsens vejledende princip for risikovurdering i forhold til drikkevandsressourcen tager udgangspunkt i forsigtighedsprincippet i en vurdering af, om påviste forureningskomponenter udgør en potentiel risiko. Dette gøres ved en trinvis, konservativ beregning af koncentrationen i det øverste betydende grundvandsmagasin. Beregningsresultatet sammenholdes med grundvandskvalitetskriterierne, og såfremt resultatet overstiger kvalitetskriterierne, udpeges lokaliteten som forurenet.
- III: Størrelsen af risikoen vurderes typisk ud fra en konceptuel model med nærmere bestemmelse af kildestyrke, transport og eventuel nedbrydning af forureningen samt konsekvensen for grundvandet. Fluxbetragtninger anvendes mere og mere i denne henseende, og beregninger foretages ofte ved anvendelse af avancerede analytiske beregningsmetoder (f.eks. Geoproc, (Miljøstyrelsen, 2004a) eller numeriske modeller.
- IV: Som III ovenfor, samt vurdering af nødvendige oprensningsgrader ved tilbageregning af kvalitetskrav fra grundvandszonen til kildezonen. Desuden indgår tidsmæssige og økonomiske overvejelser i forhold til effektivitet af mulige oprensningsteknikker.

3.2.2 JAGG-modellen

JAGG-modellen er central for den danske praksis for risikovurdering på lokal-skala. I henhold til Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen, 1998) skal der ved alle forureningsundersøgelser, hvor der konstateres mulig grundvandsrisiko udføres en risikovurdering. JAGG-modellen har medført en ønskværdig ensartethed i risikovurderingen på det **indledende** undersøgelsesniveau, da den muliggør en fælles forståelsesramme og giver alle brugerne mulighed for at forstå og gennemskue valg af forudsætninger og parametre. Samtidig er der også administrativt en fordel ved at benytte et værktøj, som er hængt op på officielle vejledninger fra Miljøstyrelsen.

JAGG er på denne baggrund blevet det standardværktøj alle aktører bruger i de indledende undersøgelsesniveauer. For at sikre denne brede anvendelse og tilpasse modellen til et begrænset datagrundlag er JAGG-modellen bevidst designet ud fra en simpel konceptuel model, som tager udgangspunkt i forsigtighedsprincippet. Det er derfor ikke hensigten, at JAGG skal anvendes til risikovurdering på højere vidensniveauer med større datagrundlag, hvor risikovurdering kan foretages mere kvalificeret og nuanceret ved andre metoder, som skitseret i tabel 3.1, punkt III.

Med andre ord; JAGG er beregnet til en systematisk og konservativ vurdering af om en forurening udgør en mulig risiko. Værktøjet er ikke beregnet til vurdering af størrelsen af en risiko eller som beslutningsstøttewærktøj til at afgøre, om der skal foretages oprensning.

3.2.3 Andre modeller

Som det fremgår af tabel 3.1 er der på de højere vidensniveauer ingen standard for, hvordan risikovurderingen udføres. Gennem de senere år er der opnået generel konsensus om, at der på disse niveauer bør indgå vurdering af forureningsmasse og -flux i højere grad som supplement til de koncentrationsberegninger, som kan beregnes med f.eks. JAGG. Sådanne vurderinger kan foretages på mange forskellige måder og detaljeringsniveauer, og i følgegruppen til dette projekt er der udtrykt ønsker om generelle retningslinjer herfor. Denne problematik vil der til dels blive taget hånd om i det aktuelle teknologiudviklingsprojekt "**Fastlæggelse af start- og stopkriterier ved oprensning af grundvandsforureninger**" (Miljøstyrelsen, 2011), hvis formål er at udarbejde retningslinjer for nødvendigt oprensningsniveau på især små og mellemstore sager³.

Der er internationalt udviklet en række analytiske og relativt brugervenlige modeller til beregning af udvaskning og påvirkning fra enkeltkilder, på forskellige kompleksitetsniveauer. En række af de mest udbredte er gennemgået i appendiks A, og deres anvendelsesmuligheder er opsummeret i tabel 3.2. Flere af værktøjerne (herunder RISC4, ConSim og BIOBALANCE) kan simulere varierende masseflux over tid og udvaskning fra fri fase, og kan således

³ Projektet tager udgangspunkt i, at man for at kunne vurdere start- og stopkriterier for oprensning af en forurening må kende sammenhængen mellem koncentrationen i kilden og koncentrationen i det nedstrøms kontrolpunkt. Denne sammenhæng undersøges ved en erfaringsopsamling og beregninger med forskellige typer af udvaskningsmodeller. Projektet munder ud i nogle retningslinjer for opstilling af oprensningskriterier for forskellige typelokaliteter.

anvendes til beregninger på mere videntunge lokaliteter og valideres i forhold til f.eks. fluxbestemmelser i felten.

Tabel 3.2 Sammenligning af risikovurderingsværktøjer. Referencer og nærmere uddybning findes i appendiks A.

Modeller til lokalskala-risikovurdering af grundvands-truende forureninger	JAGG	BIOCHLOR BIOSCREEN	RISC 4	ConSim	BIOBA- LANCE	Rome	Troldborg et al. (2008)	Troldborg et al., (2009)
Generelt								
Formål/output: Konc. i kontrolpunkt (KP) Naturlig nedbrydning (NA) Massereduktion (MR) Masseflux (MF) Effekt af oprensning (EO)	KP	KP NA MR MF	KP NA MR MF	KP NA MR MF	KP NA MR MF EO	KP NA	MR MF	KP NA
Stationær (S), Transient (T)	S	S T	S T	S T	S T	S	S T	S T
Indbygget database	X		X	X		X		
Indbygget usikkerhedsvurdering			X	X				
Kildebeskrivelse								
Antal kildemoduler	2	1	3	2	2	4	2	2
Kildestyrkefunktion: Konstant (K), Aftagende (A), Puls (P), Brugerdefineret (B)	K	K A	K A P	K A B	K A	K	K A	K
Residual fri fase			X	X	X	(X)	X	
Umættet zone								
Infiltration	X		X	X	X	X	X	X
Diffusion i gasfase								3D
Diffusion/dispersion i vandfase			1D	1D				3D
Nedbrydning			X	X			X	X
Sorption			X	X		X	X	X
Sprække-transport				X				
Mættet zone								
Advektion (1D)	X	X	X	X	X	X	X	
Hydrodynamisk dispersion	1D	3D	3D	2D	3D	3D		
Nedbrydning: Første ordens (F) Sekventiel (S) Kompetitiv inhibering (K) Flere nedbrydningszoner (Z)	F	F S K Z	F	F	F K	F	F S Z	
Sorption	X	X	X	X	X	X	X	
Opblandingsdybde	0,25 m	Ind- tastes	Bere- gnes	Bere- gnes	Ind- tastes	Bere- gnes	Ind- tastes	
Vidensniveau for anvendelse*								
V1								
V2 (indledende)	X	X	X	X	X	X	X	X
V2 (afgrænset)			X	X	X		X	
V2 (afværgeprojekt)			X	X	(X)			

* Der er tale om overordnede tommelfingerregler. Præcist hvilke modeller der kan bruges til hvilke vidensniveauer afhænger af kompleksitetsniveauet på den enkelte sag og den sikkerhed der ønskes i beregningen.

3.2.4 Forskelle og ligheder blandt modeller

Sorptions- og nedbrydningsprocesser i den umættede zone er afgørende for grundvandspåvirkningen fra en forureningskilde. Enkelte af værktøjerne (herunder RISC4 og ConSim) beskriver disse processer. Transportprocesserne i den umættede er imidlertid komplekse og foregår i både gas- og vandfasen.

Gastransporten er betydelig, men hidtil har denne ikke været medtaget i de analytiske værktøjer, og vandfasetransporten beskrives oftest 1-dimensionelt. De fleste afprøvede udvaskningsmodeller regner på homogene medier, hvilket oftest er det mest realistiske ved indledende undersøgelser hvor datagrundlaget er spinkelt. For opsprækkede medier er transporten via sprækker ofte dominerende, og såfremt der findes datagrundlag kan det være relevant at regne på dæklaget som et dobbeltporøst medium. Blandt de gennemgåede modeller er det kun ConSim der kan regne på dette.

Der er ikke stor forskel i den måde transporten beskrives i den mættede zone i de afprøvede modeller. Den regnes generelt 1-dimensional og stationær og regner med dispersion, lineær sorption og 1. ordens nedbrydning. Imidlertid er der forskelle i, hvordan dispersion og blandingsdybde beskrives, hvilket leder til forskellige resultater. JAGG ligger i denne henseende på den konservative side i forhold til de øvrige, bl.a. på grund af den fast definerede opblandingsdybde på 0,25 m i grundvandszonen under kildeområdet.

3.3 Anvendelsesområder for værktøjer

Som tidligere nævnt hænger anvendelsesområderne for de forskellige værktøjer i høj grad sammen med det spørgsmål man ønsker belyst – hvilket igen hænger sammen med, på hvilket vidensniveau man befinder sig. Er spørgsmålet: Er der en (mulig) risiko? Hvor stor er risikoen? Hvor meget skal vi fjerne for at fjerne risikoen? Eller Hvor sikre er vi på svaret?

Det er således af afgørende betydning af mængden og kvaliteten af tilgængelige data i en given situation hænger sammen med det værktøj, der anvendes i risikovurderingen. Beregningerne i et risikovurderingsværktøj bygger dels på en række indbyggede antagelser og dels på inputparametrene. Hvis grundlaget for risikovurderingen skal forbedres, gøres dette typisk ved at indsamle flere data og øge vidensniveauet, med andre ord ved forbedring af inputparametrene. Dette ændrer dog ikke på de indbyggede antagelser i værktøjet, og hvis dette bibeholdes er det således kun en del af usikkerheden, der reduceres ved forbedring af vidensniveauet.

En diskussion i følgegruppen kom til den generelle konklusion, at mens vi på de indledende niveauer (V2) ser en god overensstemmelse mellem tilgængelige data og datakrav i JAGG, var dette langt sjældnere tilfældet på de højere vidensniveauer. Dette kan være en af årsagerne til, at der på de højere vidensniveauer ikke er opnået den samme konsensus om, hvordan risikovurderinger bedst udføres. En anden årsag er, at mens JAGG er tæt bundet op til lovgivningen på området, findes der ikke en tilsvarende relation for de øvrige værktøjer.

Det kan diskuteres om løsningen af behovet for systematik i risikovurderinger på højere vidensniveau skal ske ved at der opnås konsensus om brug af et af de testede udenlandske værktøjer, om der skal udvikles et helt nyt værktøj eller om JAGG modellen evt. skal udvides til også at kunne håndtere disse problemstillinger. Den igangværende opgradering af JAGG har i hvert fald vist, at selv en udvidelse af et eksisterende velfungerende program er en meget omfattende aktivitet, der strækker sig over flere år.

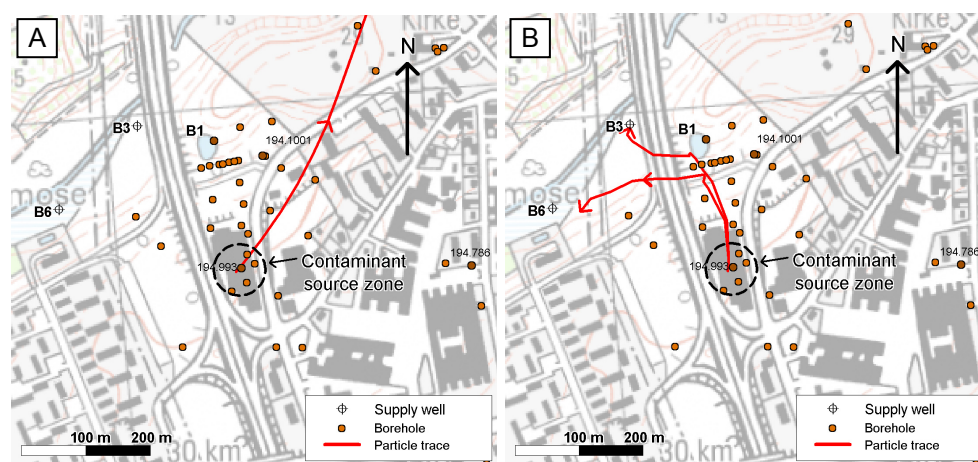
3.4 Usikkerhedsvurderinger

Vurdering af usikkerheder og følsomhed og deres indvirkning på beregningsresultater er et bredt og komplekst videnskabeligt felt. Følgende afsnit er i høj grad baseret på appendix B, der uddyber problemstillingen.

Gennem de senere år er der kommet større fokus på de forskellige typer af usikkerheder der ligger i udførelse af risikovurderinger og deres betydning for resultatet. En vurdering af usikkerhederne på den konceptuelle forståelsesmodel og de anvendte parametre kan anvendes som arbejdsredskab i risikovurderingen til at målrette fremtidige undersøgelser mod de områder, hvor vi ved mindst, og/eller hvor følsomheden på resultatet er stor.

3.4.1 Usikkerhed i konceptuel modelforståelse

Selvom usikkerhederne knyttet til den konceptuelle forståelsesmodel er meget større end parameterusikkerhederne bliver disse ofte forbigået. Det kan skyldes, at de konceptuelle usikkerheder er svære at kvantificere, fordi de oftest ikke kan beskrives statistisk eller adskilles fra andre kilder til usikkerhed. En måde at håndtere den konceptuelle usikkerhed er ved beregning eller simulering med flere plausible modeller. Forskellen mellem de forskellige modelresultater kan ses som udtryk for den konceptuelle usikkerhed på det samlede resultat. I appendix B er gennemgået et eksempel, hvor risikovurderingen for en lokalitet blev lavet med flere sandsynlige konceptuelle modeller. Som figur 3.2 viser, gav øvelsen meget forskellige resultater og illustrerede, hvor de afgørende punkter i de forskellige opfattelser var.



Figur 3.2. Partikelbaneberegninger fra en forurenset lokalitet ved anvendelse af to forskellige konceptuelle modeltolkninger, A og B (fra appendix B). I model A transporteres forureningsbidraget til en overfladerecipient, mens den i model B transporteres til indvindingsboringerne B3 og B6.

Risikovurderingsværktøjer kan udover rene beregningsværktøjer også anvendes som platform for diskussion af den konceptuelle virkelighedsopfattelse. Konsensus herom er et vigtigt værktøj til at nedbringe den konceptuelle usikkerhed, og er i realiteten et lige så vigtigt resultat som de beregningsresultater værktøjet eller metoden efterfølgende leverer. Dette gælder både ved risikovurdering på lokal og større skala.

3.4.2 Input- og parameterusikkerhed

Kvantitative metoder

Usikkerheder på input og modelparametre kan estimeres kvantitativt ved **følsomhedsanalyse**, som kan identificere hvilke input og parametre resultatet er mest følsomt overfor og således afsløre på hvilke områder dataindsamling bør fokuseres.

Kvantificering kan også udføres ved **forward uncertainty analysis** hvor usikkerheden på enkeltparametre er givet ved et interval af mulige værdier og en sandsynlighedsfunktion for dette interval. Herefter kan der ved en analyse baseret på sandsynlighedsteori (f.eks. Monte Carlo simulering) simuleres mulige intervaller for resultatet. Såfremt der foreligger måledata til sammenligning med modelresultater, er det muligt at tilpasse modelresultater hertil og indsnævre det mulige udfald.

Kvalitative metoder

Nogle betydende parametre kan være vanskelige at håndtere kvantitativt, hvis vurderingen af videngrundlaget er subjektivt i større eller mindre grad. Dette gør sig f.eks. gældende ved vurdering af usikkerheder på estimer af forureningsmasse, hvor mange overvejelser i forhold til f.eks. historik, undersøgelsesomfang, repræsentativitet af prøver mv. gør sig gældende.

I disse tilfælde kan udføres en vurdering af den kvalitative sikkerhed på parameterestimatet. Dette er bl.a. afprøvet ved udførelse af kvalitative vurderinger af de informationer, der ligger til grund for beregningerne, implementeret i en række spørgeskemaer, hvor usikkerheden på beregningen måles via nogle relative scoringstal (Region Hovedstaden og Region Sjælland, 2010).

Når subjektivitet introduceres er det vigtigt, at overvejelserne er gennemskuelige, og at det tydeligt fremgår, hvilke data der anvendes. Dette skal sikre en systematisk og gennemskuelig vurdering, således at andre sagsbehandlere i fremtiden, når vidensniveauet er øget, kan gennemskue baggrunden for de oprindelige vurderinger, så der sikres en rød tråd i sagsbehandlingen.

3.4.3 Udfordringer ved implementering af usikkerheder i risikovurderinger

Belysning af usikkerhederne på resultatet af en risikovurdering giver udfordringer i forhold til administrationen af sagerne. Dels kræver inddragelse af usikkerheder mere af brugerne og et evt. værktøj, og desuden kan kortlægningsspørgsmål være vanskelige at administrere hvis der er usikkerheder involveret, fordi det er et nyt aspekt inden for risikovurdering af jord og grundvandsforurening.

3.5 Miljøøkonomi og omkostningsanalyse

Hidtil har miljøøkonomiske overvejelser ikke været systematisk anvendt til vurdering af om der på en given lokalitet bør udføres yderligere undersøgelser eller afværge og i hvilket omfang der skal renses op. Imidlertid er det gavnligt, hvis disse valg er synlige og kan forklares. Valget mellem afværge eller yderligere undersøgelse vurderes sjældent systematisk, og omkostningsanalyser eller måske miljøøkonomiske vurderinger kan være med til at sætte en sådan diskussion i en ramme.

Som et bidrag hertil kan det være gavnligt, hvis undersøgelsesrapporter i større grad indeholder nuancerede anbefalinger baseret på omkostningsanalyser, rettet mod enten mere undersøgelse, monitoring eller afværge. Således understøttes en vurdering af, hvor vi får "mest miljø for pengene". Kan vi f.eks. forsvare en minimumsløsning, hvor vi "har styr på forureningen" frem for fuld oprensning?

4 Risikovurdering og prioritering på oplands-skala - metoder under udvikling og afprøvning

4.1 Den administrative ramme

4.1.1 Den overordnede områdeprioritering

Udpegningen af områder med særlig drikkevandsinteresse (OSD) skete for første gang i regionplanerne for 1997. Amterne skulle i henhold Miljøstyrelsens vejledning nr. 4, 1995 (Miljøstyrelsen, 1995) inddeles i 3 områder: Områder med særlige drikkevandsinteresser, områder med drikkevandsinteresser og områder med begrænsede drikkevandsinteresser.

Formålet hermed var at målrette og effektivisere indsatsen med at beskytte grundvandet, herunder prioritere anvendelsen af midler til oprydning af jord- og grundvandsforureninger.

I henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 4, 1995 skal **områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD)** afgrænses således,

- at det samlede fremtidige lokale og regionale drikkevandsbehov kan imødekommes,
- at grundvandskvaliteten er god og uden indhold af miljøfremmede stoffer, samt
- at grundvandsressourcen er velbeskyttet

I den øvrige del af amterne, hvor der var væsentlige vandforekomster, skulle i overensstemmelse med vejledningen udpeges som **områder med drikkevandsinteresser (OD)**. Vandindvinding skal fortsat foregå inden for områder med drikkevandsinteresser. Udpegningen som OD medfører således ikke, at den generelle beskyttelsesstrategi i disse områder lempes. Med generel beskyttelsesstrategi menes bl.a. regler og restriktioner for lokalisering og drift af grundvands-truende virksomheder og aktiviteter.

Endelig udpegede amterne de områder, hvor der ikke kunne indvindes fersk grundvand til drikkevandsformål, til **områder med begrænsede drikkevandsinteresser (OBD)**.

Oprydning af jord- og grundvandsforureninger for offentlige midler er i Jordforureningsloven (lovbekendtgørelse nr. 1427 af 4. december 2009) defineret i § 6, hvor det angives, at regionerne skal prioritere den offentlige indsats på de arealer, hvor der er jordforurening, der kan have skadelig virkning på:

- Grundvandet inden for **områder med særlige interesser (OSD)**
- Grundvandet i et **indvindingsopland for et alment vandforsyningsanlæg**
- Mennesker på et areal med bolig, børneinstitution eller offentlig legeplads.

Af §6 i jordforureningsloven kan udledes, at lovens indsatsområder i relation til grundvandsbeskyttelse er grundvandsforekomster, som i dag og i fremtiden udgør ressourcegrundlaget for vandforsyningen.

4.1.2 Samspil med vandplanerne

Med vedtagelsen af Miljømålsloven og lovændringerne som følge af kommunalreformen er det nu de statslige miljøcentres opgave at udarbejde vandplanerne og deres indsatsprogrammer. Vedligeholdelsen af OSD-områderne er en del af statens vandplanarbejde. Kommunerne har fået en væsentlig rolle i forhold til vandplanlægningen i forbindelse med indsatsplanernes og handleplanernes gennemførelse.

I udkast til vandplanerne fremgår det, at miljømålet for grundvand omfatter kvantitativ og kemisk tilstand. De kvantitative miljømål for grundvandsforekomsterne er fastsat således at de tilknyttede vandløb, søer, kystvande og terrestriske naturtyper (terrestriske økosystemer) kan opfylde deres miljømål. De kemiske miljømål vurderes på baggrund af koncentrationen af forurenende stoffer i grundvandet. Det gælder både naturligt forekommende stoffer, hvor forhøjede koncentrationer skyldes menneskeskabte forhold, og miljøfarlige forurenende stoffer. Der skal opstilles såkaldte tærskelværdier, der fastlægger grænsen mellem ”god” og ”ringe” tilstand af en grundvandsforekomst. Ift til forureningstendenser identificeres væsentlige og vedvarende stigende tendenser i koncentration af forurenende stoffer, grupper af forurenende stoffer og forureningsindikatorer i grundvandsforekomster, der anses for at være truede. Udgangspunktet for at vende forureningstendenser er 75 % af kvalitetskravet eller tærskelværdien.

Det bør nævnes, at indsatsen overfor drikkevandet i grundvandsforekomster med ringe kemisk tilstand, herunder også deres status som beskyttede drikkevandsforekomster, varetages af de kommunale indsatsplaner for grundvand. Desuden varetages drikkevandet af den generelle miljøregulering i form af nationale vandmiljøplaner og pesticidhandlingsplaner, nationale godkendelsesordninger for anvendelse af pesticider, generelt fastlagte harmonikrav for udspredding af husdyrgødning mv. Hertil kommer den konkrete regulering i form af tilladelses- og godkendelsesordninger for en række aktiviteter.

4.1.3 Regionernes prioritering

I forhold til de forurenende grunde varetager regionerne den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats sådan, at der sker en tilrettelægges og prioritering i en integreret sammenhæng med de økonomiske ressourcer, som årligt afsættes til jordforureningsområdet. Det fremgår af lov om ændring af lov om bl.a. forurenede jord, at det arbejde ikke må stride i mod vandplanen, jf. lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelseområder.

Det fremgår ikke af de eksisterende vejledninger, hvorledes der skal prioriteres mellem forskellige kilder indenfor et opland, eller mellem kilder i forskellige oplande, når der samlet set ikke er økonomiske ressourcer til at løfte alle opgaverne samtidig, eller indenfor en meget kort tidshorisont.

For at sikre en hensigtsmæssig tilrettelæggelse af den offentlige indsats kan der således med fordel anvendes redskaber, der sikrer en systematisk udvælgelse af de lokaliteter, hvor der opnås størst effekt for de anvendte midler. Temaer der kan indgå som støtte i forbindelse med beslutningerne, kunne f.eks. være: Den samlede belastning af grundvandsmagasinet indenfor et indvindingsopland, omkostningerne forbundet med de enkelte afværgetiltag, den tidslige påvirkning af indvindingsboringerne, osv. Hermed sikres det, at den offentlige oprydningsindsats kan gennemføres i en optimal rækkefølge og i det nødvendige omfang.

4.2 Formål med risikovurdering og prioritering på oplandsskala

Formålet med at udføre oplandsanalyser har været at anvende risikoberegninger og usikkerhedsvurderinger til at skabe overblik og fungere som beslutningsstøtte for prioritering af videre indsats; et koncept der i denne rapport benævnes **risikobaseret prioritering**. Om den enkelte lokalitet udgør en risiko, vurderes som regel mere præcist ved en lokalskala risikovurdering med et lokalskala-værktøj tilpasset den enkelte lokalitet og dens vidensniveau, jf. kapitel 3.

Det primære formål med udførelse af oplandsanalyserne er således ikke at udføre konkrete risikovurderinger for hver enkelt lokalitet (dvs. om de udgør en risiko eller ej, og resultatet kan anvendes til beslutning om f.eks. videregående undersøgelser eller oprensning).

Der vil dog oftest være et stort overlap ift. dataindsamling og konceptuel beskrivelse for den enkelte lokalitet, som anvendes i både lokalskala-risikovurdering og i den risikobaserede prioritering i et opland. Hvis der er grunde, som i forvejen er undersøgt frem til videregående undersøgelser, og oplandsanalysen ikke identificerer nye betydende forureningskilder, vil oplandsanalysen direkte kunne føre til prioritering af en oprensning for sådanne, hvis de udgør en risiko.

Udover overblik og prioritering kan oplandsværktøjerne tjene et vigtigt formål i forhold til at finde frem til oversete punktkilder i et opland. Dette kan ske ved at den samlede modellerede påvirkning sammenlignes med observationer i indvindings- og monitoringsboringer i oplandet.

4.3 Metoder til risikovurdering og prioritering på oplandsskala

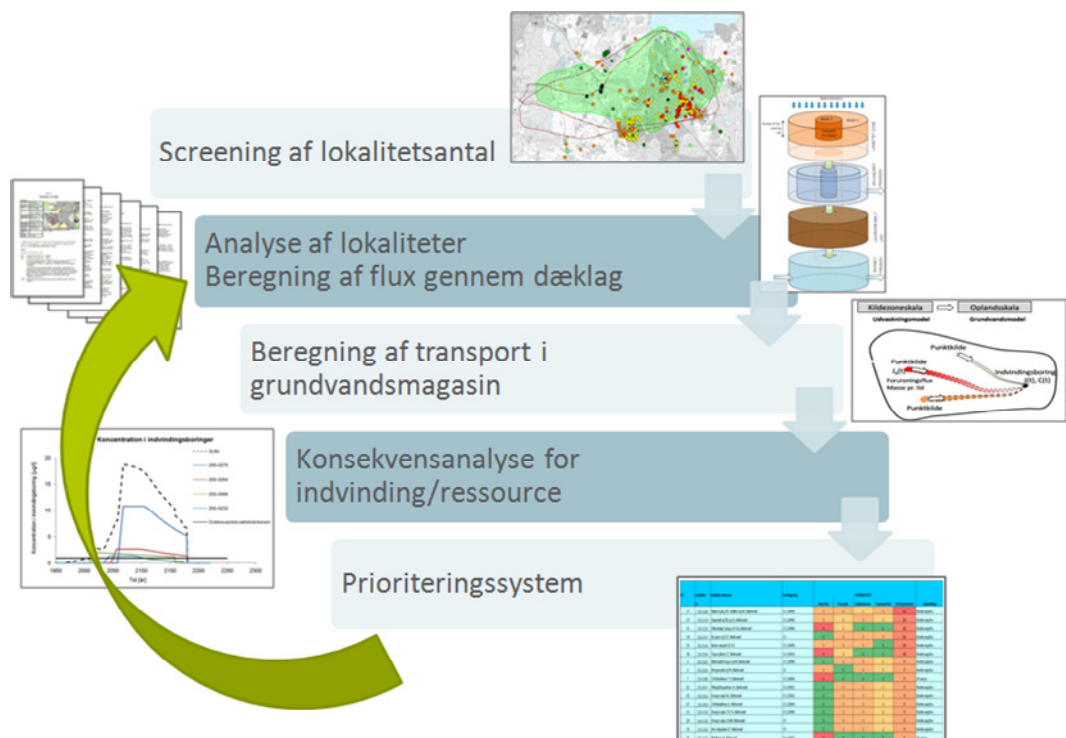
I de senere år er der afprøvet en række metoder til at foretage en samlet risikobaseret prioritering på oplandskala. Nogle af metoderne er skræddersyede til at håndtere lokaliteter på bestemte vidensniveauer, mens der i andre er forsøgt at håndtere forskellige vidensniveauer. En række af de væsentlige afprøvede koncepter er beskrevet i appendiks D, og i tabel 4.1 er opsummeret, hvilke af de afprøvede metoder, der er anvendelige afhængigt af vidensniveauet.

Tabel 4.1 Afprøvede metoder til risikovurdering og prioritering på oplandsskala afhængigt af vidensniveau. Værktøjer i kursiv er gennemgået i Appendiks D.

Vidensniveau	Grundlag	Formål	Metode/værktøj
Mistanke om forurening (V1)	Historisk redegørelse, erfaringstal for mængder og udbredelse af forureningsstoffer	Skabe overblik og foretage grovsortering	GISP <i>KRIPP*</i> <i>Pesticidpunktkilder*</i>
Påvist forurening (V2)	Indledende forureningsundersøgelse	Skabe overblik og foretage prioritering	GISP RAP KRIPP <i>Pesticidpunktkilder</i> <i>Mølleå-projektet</i>
Afgrænset forurening (V2)	Afgrænsende forureningsundersøgelse	Skabe overblik og foretage prioritering	RAP KRIPP <i>Pesticidpunktkilder</i> <i>Mølleå-projektet</i> Avancerede stoftransportmodeller
Afværgeprojekt (V2)	Afgrænsende forureningsundersøgelse og afværgeprojekt	Skabe overblik og foretage prioritering	KRIPP Avancerede stoftransportmodeller

* Der mangler bedre grundlag for fastlæggelse af erfaringstal

Den overordnede tankegang bag risikovurdering og prioritering på oplandsskala er illustreret i figur 4.1. Figuren er en "bruttomodel" opdelt i en række elementer/aktiviteter, idet nogle af elementerne i visse oplandsanalyser kan udelades afhængigt af analysens omfang og formål. Den samlede proces introduceres kort, hvorefter de enkelte elementer forklares nærmere i det efterfølgende afsnit 4.4.



Figur 4.1 Overordnet koncept for risikovurdering og prioritering på oplandsskala. Mørkskraverede trin er obligatoriske, mens de lyse er tilvalg. Den grønne pil illustrerer mulig feedback af oplysninger.

De to trin skraveret med den mørkeste blå på figur 4.1 er kernen af oplandsanalysen, som er nødvendige at udføre i et hvert tilfælde. For at kunne udføre

en sammenstilling af påvirkningen på oplandsskala skal der dels udføres en vurdering af bidragene fra en række enkeltkilder, hvorefter deres påvirkning i forhold til konkret vandindvinding eller grundvandsressourcen som helhed beregnes.

Afhængigt af risikoanalysens omfang og formål kan den udvides med de lysere skraverede trin. Såfremt et opland indeholder et stort antal potentielle punktkilder kan det være nødvendigt at udføre en indledende screening for at bringe antallet til nærmere analyse ned på et mere håndterbart antal.

Hvis analysen har til formål at vurdere truslen overfor en konkret indvinding er det endvidere nødvendigt at foretage en beregning eller vurdering af transporten i grundvandsmagasinet fra punktkilderne til indvindingen. Konsekvensberegningen for indvinding eller ressource kan anvendes i sig selv som prioriteringsværktøj, men kan også udvides med et system til prioritering af punktkilderne ud fra en række tilpassede faktorer.

I mange tilfælde er det relevant at anvende et oplandsværktøj dynamisk, således at værktøjet opdateres med ny viden, når der er udført f.eks. yderligere undersøgelser eller afværgeprojekt på en ejendom. I dette tilfælde opdateres værktøjet med feedback illustreret ved den grønne pil på figur 4.1.

Risikoanalyser med store datasæt og mere eller mindre komplekse modeller vil uundgåeligt introducere en lang række usikkerheder. For gennemsigtighedens skyld er det hensigtsmæssigt at forholde sig til, hvor usikkerhederne ligger henne, hvor væsentlige de er, og hvad de betyder for det samlede resultat.

4.4 Elementer i risikovurdering og prioritering på oplandsskala

I de følgende afsnit gennemgås de enkelte elementer i den risikobaserede prioritering på oplandsskala i nærmere detalje, underbygget af erfaringer fra de værktøjer der indtil videre er afprøvet (Appendiks D).

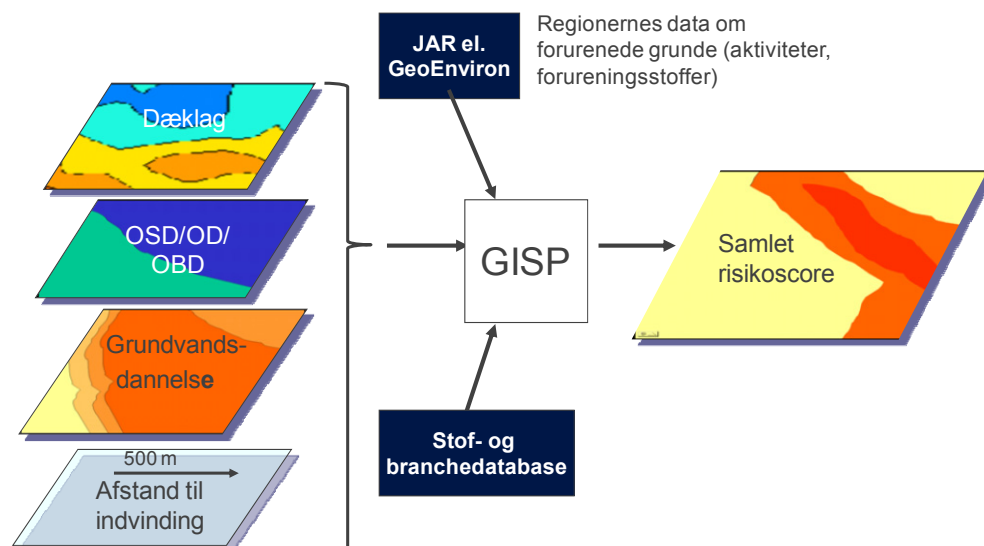
4.4.1 Screening af lokalitetsantal

Formålet med en indledende screening er at reducere antallet af lokaliteter til videre analyse til et håndterbart antal, mens det fortsat sikres, at de væsentlige punktkilder inkluderes. Det må pointeres, at der i denne forbindelse ikke er tale om en screening i forhold til om lokaliteterne skal kortlægges (dvs. om de udgør en potentiel risiko), men om de skal indgå i den videre oplandsanalyse jf. Figur 4.1 og prioriteres i forhold til regionens fremtidige indsats i det pågældende opland.

Hvad der er et "håndterbart antal" afhænger af oplandets størrelse og den afsatte økonomi til den videre analyse. Således er der i de hidtidige projekter foretaget screening ned til et antal, som spænder fra og til:

- 12 lokaliteter i et lille opland (Haslev) med få, men vigtige lokaliteter (Region Sjælland, 2010).
- Ca. 140 lokaliteter i et stort opland med mange kilder (Mølleå-oplandet nord for København, i den seneste risikovurdering på oplandsskala som udføres i løbet af 2011, Naturstyrelsen og Region Hovedstaden, 2011).

Screening foretages som udgangspunkt med regionernes GIS-baserede prioriteringssystem GISP (Danske Regioner, 2007), da det er den vedtagne standard på regionsniveau. GISP er en GIS- og databasebaseret applikation, som trækker data fra regionernes databaser for forurenede grunde (V1 og V2) og samtidig for den grundvandsbeskyttende del af prioriteringssystemet anvender GIS-lag, som har betydning for sårbarheden overfor nedsivende forureningskomponenter og andre væsentlige GIS-lag over f.eks. OSD/OD, grundvandsdannede oplande og/eller indvindingsoplande samt afstande til indvindingsboringer⁴. Systemet er illustreret på figur 4.2.



Figur 4.2. Principdiagram for grundvandsrisikoscreening via GISP. Naturgivne parametre for risiko og sårbarhed hentes som GIS-temaer (tv.) og kobles med data om de kortlagte lokaliteter samt parametre i en stof- og branchedatabase.

Stofdatabasen bidrager med stoffernes fysisk-kemiske og toksikologiske egenskaber, der har betydning for prioriteringen. Branchedatabasen omsætter historiske oplysninger på V1-lokaliteter til potentielt forekommende forurenende stoffer og giver desuden en branchevægt, der afspejler sandsynligheden for, om en branche involverer en forurenende aktivitet (men ikke om de kritiske stoffer anvendes).

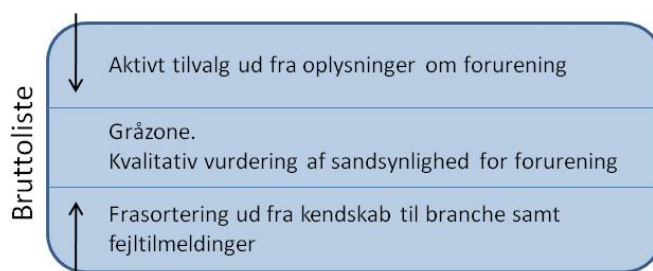
De individuelle temaer vægtes med en række standardiserede faktorer i GISP, hvorved der regnes samlede risikoscorer for hver lokalitet.

Afhængigt af hvor mange kortlagte (og i øvrigt forureningsmæssigt interessante) lokaliteter der findes i et opland, kan det være overflødigt at udføre GISP-baseret screening. Det er erfaret, at der uafhængigt af lokalitetsantal vil være en vis opstartstid med at få opsat systemet og indhentet data. En "manuel screening" ud over den GIS-baserede screening kan endvidere ikke undgås.

Behovet for manuel screening skyldes dels, at lokaliteterne kan være forkert registreret i databaserne, samt at GISP i dens nuværende version ikke medtager sandsynligheden for, at et givet kritisk stof reelt er anvendt, afhængigt af hvilken branche der er tale om. Det anvendte princip for manuel screening i KRIPP-projekterne er vist på figur 4.3, hvor en bruttoliste af lokaliteter først "angribes" oppefra og nedefra med aktive til- og fravalg. Dette giver en gråzone med et antal lokaliteter, hvor risikoen ikke umiddelbart kan afgøres ud

⁴ GISP kan prioritere forureninger, der indebærer både kontaktrisiko, indeklimalisiko og/eller grundvandsrisiko, men kun grundvandsdelen anvendes i denne sammenhæng. Systemet kan endvidere screene på både lokalitets- oplands- og regionsniveau, men er i denne sammenhæng indtil videre kun anvendt på oplandsskala.

fra de overordnede oplysninger (f.eks. branche), men hvor mere kvalitative vurderinger af forurenings sandsynlighed er nødvendige ud fra arkivmateriale.



Figur 4.3. Princip for dobbeltrettet sortering af lokaliteter ved manuel screening.

Som eksempel på en manuel screening blev en bruttoliste på 23 lokaliteter i prioriteringen af punktkilder i Haslev-projektet (Region Sjælland, 2010) reduceret til 12 ved en manuel screening alene. Her blev der først valgt tre lokaliteter aktivt til på baggrund af kendte forureningsundersøgelser, og fem lokaliteter kunne hurtigt frasorteres pga. fejltilmelding, uinteressant placering ift. indvinding samt uinteressante driftsperioder. De 15 resterende lokaliteter i "gråzonen" blev derefter nærmere gennemgået og yderligere tre kunne frasorteres på grund af miljøgodkendelser og virksomhedernes størrelse.

Måder at effektivisere screeningsprocessen i fremtiden kan være dels at undersøge sandsynligheden for, om en række givne kritiske stoffer reelt er at finde afhængigt af branche samt at inddrage koncentrationsmålinger i oplandet som en betydende faktor i screeningen.

4.4.2 Lokalitetsanalyse og beregning af forureningsmasse og flux gennem dæklag

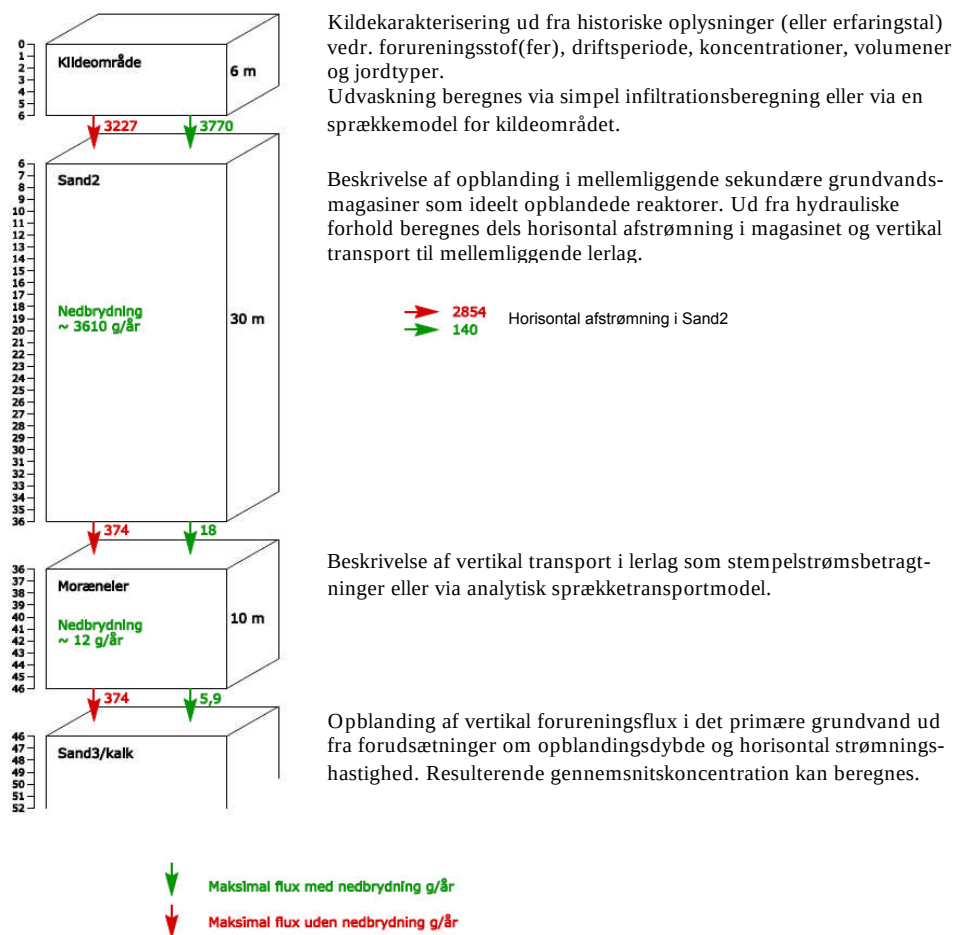
I den indledende screening er alle potentielle punktkilder indenfor et opland i princippet i spil. De lokaliteter der går videre til nærmere lokalitetsanalyse er de væsentlige kilder, der potentielt udgør en risiko overfor grundvandet. For disse lokaliteter beregnes de individuelle forureningsbidrag, som siden sammenstilles til den samlede risikobaserede prioritering.

Forureningsbidragene til det (eller de) betydende grundvandsmagasin(er) fra enkeltkilderne beregnes typisk ved fastlæggelse af en kildestyrke og beregning af udvaskningen gennem dæklaget og evt. mellemliggende sekundære grundvandsmagasin(er). Dette kan gøres på adskillige kompleksitetsniveauer, hvilket er gennemgået i appendiks A.

Flere af de afprøvede værktøjer tager udgangspunkt i en udvaskningsmodel med en serie af koblede reaktorer, som repræsenterer forskellige dele af dæklaget (udviklet af Troldborg et al. 2008), og som håndterer eventuel tilstedeværelse af residual fri fase i kildeområdet samt afstrømning i mellemliggende sekundære magasiner.

De senere års arbejde med udvikling af analytiske sprækketransportmodeller for opsprækket ler (Jørgensen et al., 2008; Chambon et al., 2011) er desuden afprøvet i Mølleå-oplandet (Miljøministeriet, 2008). Transport og processer gennem et dybereliggende lerlag er her modelleret som et opsprækket medium (GEO, 2008) og modellen afprøves i 2011 med en beskrivelse af den terrænnære kildezone som et opsprækket medium (Naturstyrelsen og Region Hovedstaden, 2011).

Et eksempel på en udvaskningsmodel er vist på figur 4.4. Figuren illustrerer en vigtig pointe ifm. udvaskningsberegninger, nemlig at det beregnede bidrag til et mellemliggende magasin (her Sand2) kan være væsentligt større end bidraget til det primære magasin (her Sand3/kalk). Det er i denne forbindelse vigtigt at tage højde for den videre skæbne af forureningstransporten i det øvre magasin, herunder om den f.eks. ender i en overfladerecipient eller transporteres videre til det dybere grundvandsmagasin længere nedstrøms. Såfremt sidstnævnte er tilfældet udgør lokaliteten en større risiko overfor den primære grundvandsressource end udvaskningsberegningen umiddelbart antyder.



Figur 4.4. Principskitse for udvaskningsmodel baseret på Troldborg et al. (2008) med angivelse af delstrømme og nedbrydning for et modelstof for to scenarier hhv. med og uden nedbrydning (grønne og røde pile) (modificeret fra GEO, 2008).

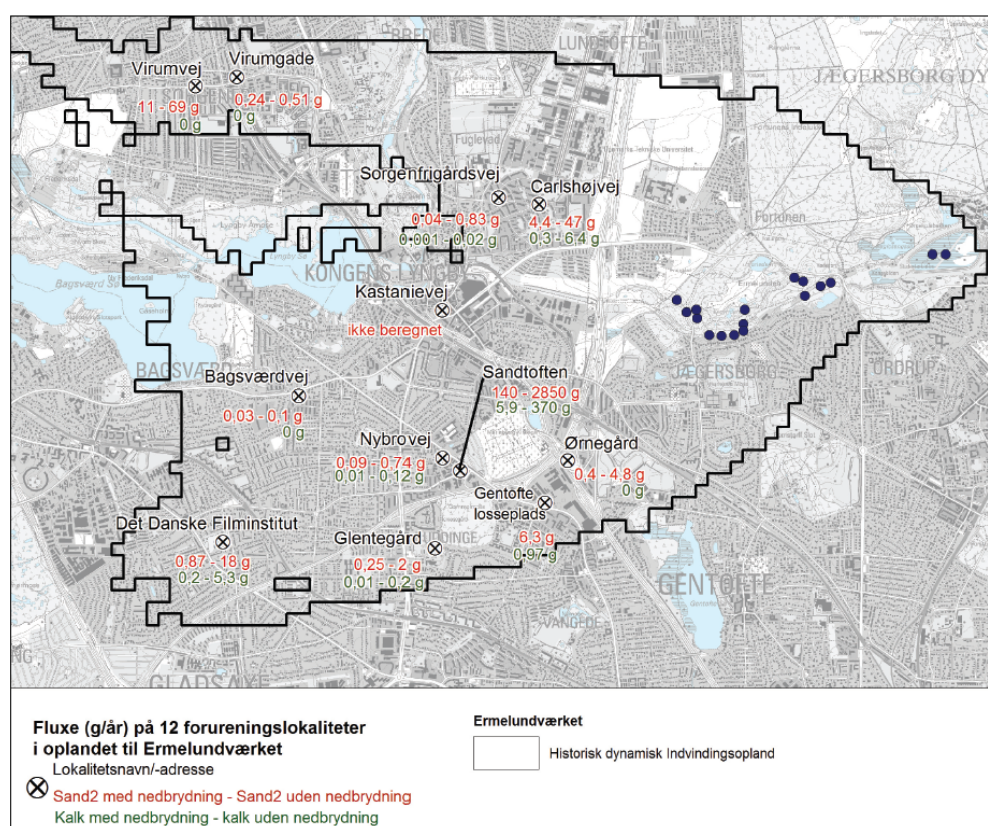
Der knytter sig mange usikkerheder til beskrivelsen af udvaskningen for en lokalitet; fra usikkerheder om parameterværdier til usikkerheder i den konceptuelle beskrivelse. Som et vigtigt eksempel er eventuel tilstedeværelse af fri fase produkt afgørende for den beregnede påvirkning fra en enkeltkilde, og der er fortsat en udfordring i på tilfredsstillende vis at simulere udvaskningen fra fri fase produkt over tid og at forudsige hvilket tidspunkt den fri fase ophører, og i forhold til de afprøvede værktøjer er der behov for revurdering af, hvordan dynamikken i den fri fase beskrives. Usikkerhedsvurderinger behandles yderligere i afsnit 4.4.5.

4.4.3 Oplandsbeskrivelse

Risikovurdering i forhold til grundvandsressourcen

I de tilfælde, hvor konsekvensberegningen udføres for selve grundvandsressourcen er der ikke behov for en nærmere beskrivelse af den horisontale transport i grundvandsmagasinet. Vurderingsgrundlaget er her den beregning af påvirkningen af grundvandsmagasinet umiddelbart under hver punktkilde, som er udført ved hjælp af en passende dæklagsmodel (afsnit 4.4.2), hvor det dog også skal vurderes, hvor en eventuel afstrømning i mellemliggende magasiner ender, jf. foregående afsnit.

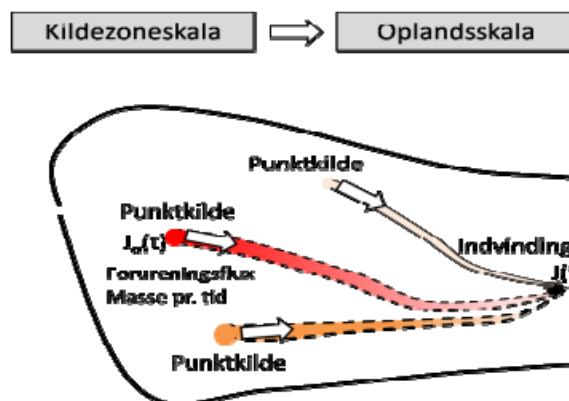
Sammenstillingen af enkeltbidrag giver overblik over den samlede påvirkning af grundvandsressourcen på den større skala. Et eksempel herpå er vist på figur 4.5. Som yderligere nuancering af konsekvensberegningen er det desuden muligt f.eks. at beregne hvor meget grundvand der potentielt kan blive forurenet til grænseværdien ved en given punktkilde.



Figur 4.5 Eksempel på konsekvensberegning ved risikovurdering af enkeltkildebidrag i forhold til grundvandsressourcen (Miljøstyrelsen, 2008).

Risikovurdering i forhold til en konkret vandindvinding

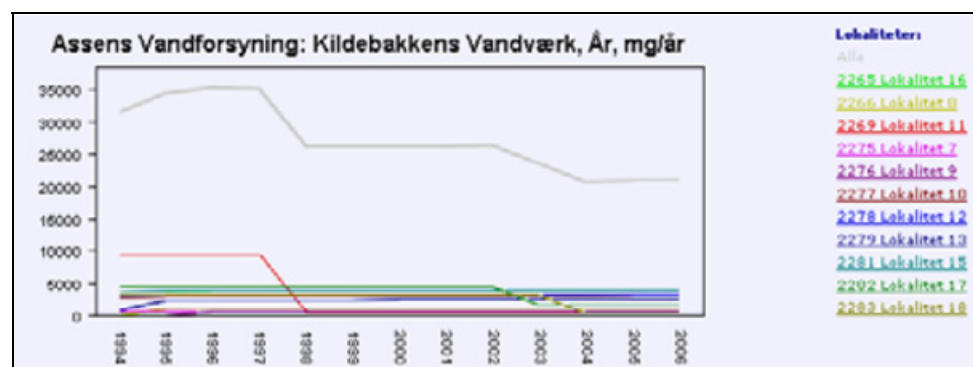
Såfremt formålet er at udføre en risikovurdering og prioritering i forhold til en konkret vandindvinding er det nødvendigt at opstille en model eller metode, som kan samle alle enkeltbidrag og koble dem på en beskrivelse af transporten i grundvandet og beregne den resulterende påvirkning i indvindingsboringerne. Princippet herfor er illustreret på figur 4.6.



Figur 4.6 Princip for transport af enkeltbidrag fra punktkilder til indvindingsboring (eller anden receptor). Modificeret efter Trolborg et al. (2008).

Generelt er transporten på oplandsskala beskrevet forholdsvis simpelt i forhold til dæklagsberegningerne i de afprøvede værktøjer. Således er transporten primært beskrevet som 1-dimensionel og styret af advektion. Transporten i grundvandsmagasinet kan beskrives ved partikelbanesimulering i en grundvandsmodel eller mere simpelt ved vurdering af transporthastigheder ud fra lokale eller regionale potentialekort. Mere avanceret kan opstilles 3D-reaktive stoftransportmodeller.

Ud fra beskrivelsen af transporten i oplandet kan udvaskningen fra hver enkeltkilde kobles med transporttiden og eventuelle antagede processer i grundvandsmagasinet, hvorefter det er muligt at beregne gennembrudskurver for enkeltbidragene i indvindingsboringerne. Et eksempel på dette er vist på figur 4.7.



Figur 4.7 Eksempel på konsekvensberegning af enkeltkildebidrag og sumkurve i en indvindingsboring (Miljøstyrelsen, 2007).

Opstilling af simple transportmodeller (sat op f.eks. i regneark ud fra en partikelbanesimulering eller potentialekort) er med til at eliminere den barriere, der ligger i opstilling eller revision af en avanceret model, når der er nye data der skal opdateres i værktøjet.

Muligheder for modelvalidering

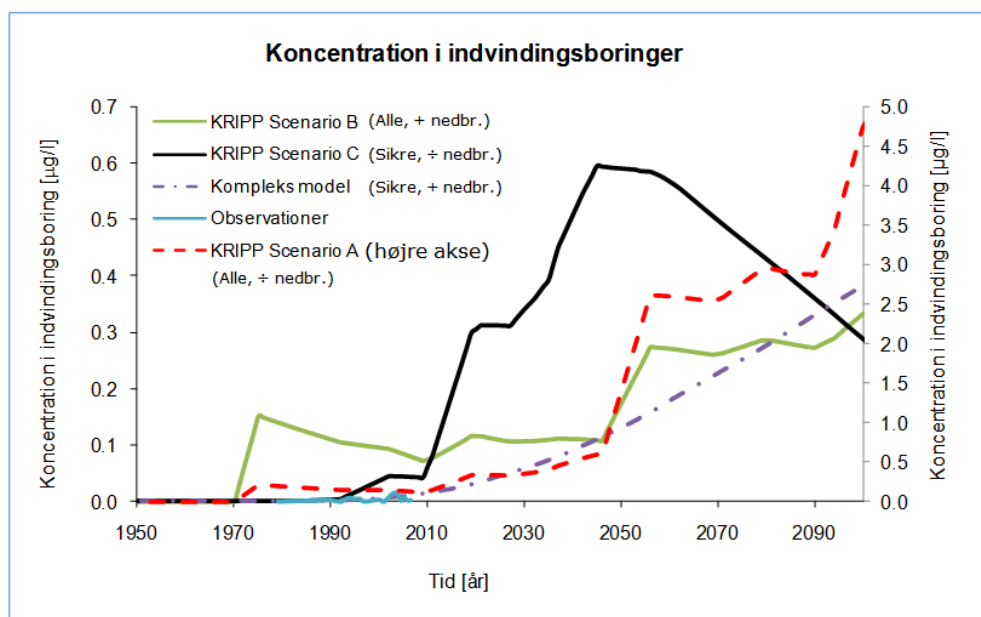
En af de simple partikelbane-baserede transportmodeller er valideret mod dels observationer i oplandet (forureningskoncentrationer i monitorings- og indvindingsboringer) og mod dels en avanceret stoftransportmodel (Region Hovedstaden, 2009).

Der blev generelt påvist en god overensstemmelse mellem observationer i oplandet og partikelbanerne, idet de stofs specifikke partikelbaner passerede tæt forbi boringer, hvor disse stoffer var påvist.

En mere kvantitativ validering af den anvendte model blev udført ved en sammenligning af observerede koncentrationer over tid i det samlede råvand på vandværket med simulerede koncentrationer fra dels den partikelbanebaserede transportmodel (KRIPP) og en kompleks reaktiv 3-dimensionel transportmodel, som vist på figur 4.8. I KRIPP-modellen er regnet sumkurver for tre mulige scenarier:

- **Scenario A** er et worst-case scenario, hvor samtlige punktkilder med chlorerede opløsningsmidler er medtaget, og hvor nedbrydning i det primære magasin er udeladt.
- I **scenario B** er alle punktkilder medtaget og nedbrydning er inkluderet
- I **scenario C** er kun de bidrag, der med stor sandsynlighed ender i indvindingsboringerne medtaget og nedbrydning er udeladt.

I den komplekse model giver kun de kilder, der regnes at blive transporteret til indvindingen et bidrag, og der regnes med nedbrydning.



Figur 4.8 Sum af chlorerede opløsningsmidler på et vandværk for tre scenarier (KRIPP A, B og C) beregnet med en partikelbanebaseret transportmodel, sammenlignet med resultatet af en kompleks stoftransportmodel samt observerede koncentrationer. Med "Alle" menes, at bidrag fra alle lokaliteter medtages, selvom det er tvivlsomt om de ligger indenfor indvindingsoplandet. Med "Sikre" menes, at der kun medtages bidrag fra de lokaliteter der med stor sandsynlighed ligger indenfor oplandet.

Overordnet set rammer de to typer modeller samme størrelsesorden for forureningskoncentration på vandværket, og i begge modeller ses en generelt stigende koncentration over tid, hvor dog KRIPP scenario C topper omkring år 2050. Kurverne fra KRIPP-beregningerne er mere "takkede" end kurven fra den avancerede stoftransportmodel, hvilket skyldes at der i sidstnævnte er numerisk dispersion, hvilket medfører en udglatning af gennembrudskurverne. Figuren viser, at der i det testede eksempel er meget god overensstemmelse mellem det observerede og den komplekse stoftransportmodel inden for det tidsrum, hvor sammenligning er mulig (1990-2008).

Af kurverne på figur 4.8 ses, at kombineres scenarierne hvor nedbrydning medtages (scenario B, grøn kurve) og scenariet hvor de oplandsmæssigt usikre lokaliteter udelades (scenario C, sort kurve), vil der kunne opnås god overens-

stemmelse mellem KRIPP-resultatet og hhv. observationer og kompleks model.

Den udførte validering viser, at "virkeligheden" formentlig ligger et sted imellem KRIPP-scenarierne B og C. I betragtning af de forsimplinger der er gjort i KRIPP-modellen var det overordnet vurderingen, at resultaterne ligger indenfor et acceptabelt niveau, og at disse var troværdige til anvendelse i den endelige prioritering.

4.4.4 Prioriteringssystem

Konsekvensberegningen for indvinding eller ressource (afsnit 4.4.3) kan anvendes i sig selv som prioriteringsværktøj, men dette kan også udvides med et system til prioritering af punktkilderne ud fra en række tilpassede faktorer, som det f.eks. er implementeret i et af de afprøvede værktøjer (Region Hovedstaden og Region Sjælland, 2010).

Formålet med opstilling af et prioriteringssystem er generelt af hjælpe til at sikre, at:

- Punktkilder der udgør en stor trussel mod indvinding eller ressource prioriteres højt
- Punktkilder med høj tilknyttet usikkerhed prioriteres højt.

Prioriteringskriterierne vil variere afhængigt af problemstillingen i det konkrete opland. I de afprøvede cases er inkluderet størrelse og varighed af beregnet påvirkning, transporttid i grundvandszonen, tidsrum til den maksimale påvirkning indtræffer samt usikkerheder knyttet til den beregnede påvirkning og til den enkelte punktkildes beliggenhed indenfor oplandet.

Den fleksible opstilling af prioriteringskriterier introducerer et element af subjektiv vurdering. En given prioriteringsliste kan derfor ikke opfattes som den entydige sandhed og det er derfor nødvendigt tydeligt at dokumentere baggrunden for prioriteringskriterierne i det enkelte tilfælde.

Foreløbige anbefalinger til handling kan gives på baggrund af det aktuelle vidensniveau og den evaluerede usikkerhed (afsnit 4.4.5). Et eksempel på en prioriteringsliste er vist på figur 4.9. Prioriteringen omfatter ikke en omkostningsanalyse eller en miljøøkonomisk analyse.

ID	Lokalitet nr.	Videns-niveau	UTM X	UTM Y	Forureningsstof	KATEGORIER FOR PRIORITERING							Anbefaling
						Max konc.	Flux usik.	Oplands usik.	Trans-porttid	År til max på VV	Varighed af max	SUM/prioritet	
3		Afværge			Tetrachlorethylen (PCE)	3	2	3	3	2	2	15	Afværge (revurdér strategi)
6		V2			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	3	2	3	15	Undersøgelse (supplerende)
8		V2			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	3	2	3	15	Undersøgelse (supplerende)
2		V2			Trichlorethylen (TCE)	1	2	3	3	2	3	14	Undersøgelse (supplerende)
9		R3			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	2	3	2	14	Undersøgelse (revurdér strategi)
12		R3			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	2	3	2	14	Undersøgelse (revurdér strategi)
4		Afværge			Tetrachlorethylen (PCE)	1	2	3	3	2	2	13	Afværge (revurdér strategi)
7		V2			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	2	2	2	13	Undersøgelse (supplerende)
10		R3			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	2	2	2	13	Undersøgelse (revurdér strategi)
11		R3			Trichlorethylen (TCE)	1	3	3	2	2	2	13	Undersøgelse (revurdér strategi)
1		V2			Trichlorethylen (TCE)	3	3	1	1	1	1	10	Undersøgelse (supplerende)
5		V1			Trichlorethylen (TCE)	1	3	1	1	1	1	8	Undersøgelse (indledende)
Opdater en ENKELT lokalitet		Opdater ALLE lokaliteter			Opdater kun Transportmodel		Opdater MapInfo-temaer			Print prioriteringsliste			

Figur 4.9 Uddrag af prioriteringsliste fra Region Sjælland (2010) (anonymiseret). Vidensniveau "R3" betegner udgåede sager som i dette tilfælde er taget op til revurdering.

Prioriteringslisten præsenterer et forenklet overblik over de komplicerede informationer fra flux- og transportberegninger, og anvendes som et procesværktøj, der gør det muligt at udføre prioriteringen på en gennemskuelig måde og gør det nemt at se effekten af ændringer i forudsætningerne eller konsekvenser af f.eks. afværge eller yderligere undersøgelser. For yderligere at lette overblikket kan resultaterne af prioriteringssystemet visualiseres i et GIS-miljø.

Prioriteringen skal opfattes som en overordnet oplandsprioritering. Inden en given handling iværksættes på en enkelt lokalitet vil en nærmere lokalskala risikovurdering som regel være relevant, jf. afsnit 4.2.

4.4.5 Usikkerhedsvurdering

I en analyse på oplandsskala vil der oftest være stor forskel på mængden og kvaliteten af data mellem de medtagne potentielle punktkilder. Formålet med usikkerhedsvurdering på oplandsskala er dels at nuancere risikovurdering og prioritering og dels at identificere behov for yderligere undersøgelser.

Grundlæggende er overvejelserne i forhold til usikkerhed på lokal skala (afsnit 3.4) lige så relevante på oplandsskala og bør medtages i enhver oplandsanalyse. Men når man går op på oplandsskala, udvides den konceptuelle modelramme og der skal tages hensyn til flere forhold modelmæssigt. Her tænkes især på beskrivelsen af transport og processer i grundvandsmagasinet, såfremt analysen udføres overfor en konkret indvinding.

Ligesom på lokalskala kan usikkerhederne i oplandsbeskrivelsen beskrives både kvantitativt og kvalitativt. På screeningsniveauet er vidensgrundlaget så overordnet, at usikkerhedsvurderingen må være kvalitativ (f.eks. ”rød/gul/grøn”). At forsøge at introducere kvantitative metoder på det niveau vil formentlig blot være en barriere. Ved nærmere analyse med flux- og transportberegninger er det mere relevant med kvantitative metoder (f.eks. Monte Carlo-simuleringer) og analyse af flere forskellige mulige konceptuelle modeller, jf. appendiks C.

Ved analyse af flere mulige konceptuelle modeller er det relevant at undersøge dels effekten af historisk indvinding og effekten af alternative geologiske tolkninger, da disse kan have stor betydning for punktkildernes beliggenhed indenfor oplandet og den transporttid der kan beregnes fra punktkilde til indvinding.

Usikkerhedsvurderingerne på oplandsskala kan medtages i et samlet prioriteringssystem, jf. afsnit 4.4.4. Jo større sikkerhed der er for, at en kilde ligger indenfor oplandet; des højere prioritering⁵.

Et særligt emne i forhold til usikkerhedsvurdering på oplandsskala, der optog følgegruppen, var om vi overhovedet er dygtige nok til at udpege de relevante lokaliteter på et lavt vidensgrundlag. Altså om vores indledende screeninger er solide nok. Da der her er tale om aktiviteter øverst i ”fødekæden” – og dermed altså relativt billige aktiviteter, er spørgsmålet om en øget indsats her, vil kunne medføre en væsentlig forbedring i de øvrige led i fødekæden. Det blev desuden fremhævet, at vores vidensgrundlag om de lokaliteter, der bliver frasor-

⁵ Man skal her være opmærksom på, at en kilde kan have lav prioritet i forhold til ét opland (hvis den ligger udenfor), men høj prioritet i forhold til et naboopland, hvis den ligger indenfor dette. Derfor bør der over oplands niveauet foregå en prioritering på regionsniveau og dermed *mellem* oplande.

teret, oftest er meget ringe dokumenteret, og at vi således ikke har verificeret de valg, der er blevet truffet.

Som nævnt i afsnit 3.4.3 kan risikovurderinger og kortlægningsspørgsmål være vanskelige at administrere, hvis der er usikkerheder involveret. Idet oplandsanalysernes formål er at skabe overblik og grundlag for at udføre **risikobaseret prioritering** (jf. Boks 2) er der ikke juridiske udfordringer i forhold til håndtering af usikkerheder – både på lokal og oplandsskala - i oplandsværktøjerne. Udfordringerne opstår, hvis man efter prioriteringen inddrager usikkerheder i en konkret risikovurdering for en enkelt punktkilde, da det administrativt kan være vanskeligt at håndtere.

4.4.6 Detaljeringsniveau

Omfang af medtagne punktkildetyper

Det er erfaret af følgegruppen, at det ved implementering af oplandsanalyser er vigtigt at samle så megen information om mulige punktkilder som muligt og præsentere denne på mest overskuelig vis.

I sagens natur vil detaljeringsniveauet i en oplandsanalyse variere, når der inddrages lokaliteter på forskelligt vidensniveau, fra V1-lokaliteter til de forskellige kategorier af V2-lokaliteter. Men der er også stor variabilitet i detaljeringsniveau indenfor de forskellige vidensniveau-kategorier. Således kan der i alle regionerne forventes stor variation i undersøgelsesomfang på V2-kortlagte lokaliteter, da sagerne er forskelligartede, og undersøgelserne dækker en lang tidsperiode, hvor der løbende er opbygget ny viden om forureningsstoffer og spredningsveje.

Hvis overblikket i oplandsanalysen viser, at der er nogle observationer (f.eks. miljøfremmede stoffer i observationsboringer), der ikke kan forklares ud fra de gennemgåede kortlagte punktkilder, er det relevant at indhente ny viden der kan forklare observationerne. Den ny viden kan f.eks. stamme fra oplysninger om nye forureninger eller fra udgåede sager. Hvis det forbedrede overblik medfører overvejelser om nye tiltag på udgåede sager, skal det dog pointeres, at genåbning af sådanne sager skal retfærdiggøres ved særligt tungtvejende hensyn, herunder væsentlige nye oplysninger eller indikationer på forurening fra netop den lokalitet.

Hvilke forureningsstoffer skal indgå?

I de afprøvede værktøjer er der fokuseret på risikovurdering overfor udvalgte stofgrupper, primært chlorerede opløsningsmidler og pesticider. Dette skyldes, at disse stofgrupper hyppigt er årsag til drikkevandskvalitetsproblemer i byområder, og de anvendte beregningsformler er derfor tilpasset disse forureninger. I et opland med mange forskellige typer forureningsstoffer, og især i områder, hvor man på vandværket har oplevet problemer med forskellige forureningsstoffer, vil det være oplagt at tilpasse værktøjet til at håndtere flere forureningstyper, og illustrere dette på overskuelig vis.

Der bør dog nøje afvejes, hvad fordelene ved mere komplekse stof- og procesbeskrivelser er i forhold til den ulempe, det vil medføre i form af mere uoverskuelige værktøjer.

Et særligt problem er samspeilet med fladeforurening fx. nitrat og pesticider fra regelret anvendelse af sprøjtemidler eller naturskabte grundvandsproblemer (nikkel, sulfat). Dette er ikke håndteret i de hidtidige erfaringer, men er en del af Naturstyrelsens grundvandskortlægning og kommunernes indsats-

planer for et indsatsområde. Der kunne være situationer, hvor en generel dårlig grundvandskvalitet kombineret med svære indvindingsforhold og grundvandstruende lokaliteter kunne medføre, at delområder bliver nedprioriteret i et grundvandsopland.

4.4.7 Omkostningsanalyse og miljøøkonomiske overvejelser

Ingen af de afprøvede metoder har inkluderet overvejelser om omkostningsanalyser (cost-effektiveness) af anbefalede tiltag, men der er i følgegruppen udtrykt ønske om at dette inkluderes fremover.

Omkostningsanalyser på lokalitetsniveau og oplandsskala vil være oplagte at inddrage i en beslutnings- og prioriteringsproces. Anbefalingerne på prioriteringslisterne som vist på figur 4.9 er en blanding af dyre og billige aktiviteter. Derfor kan økonomiske overvejelser være med til at afgøre, at man f.eks. håndterer lokalitet nr. 2, 3 og 4 på en given prioriteringsliste først, fordi de er økonomisk overskuelige, mens f.eks. nr. 1 kræver meget mere økonomi.

Cost-effektiveness og budgetøkonomiske analyser kan også bidrage i en vurdering af den aktuelle grundvandsressource på et mere overordnet niveau. Hvad koster det at redde ressourcen? Hvor mange lokaliteter skal ryddes op? Vil det kunne betale sig at behandle vandet i en periode frem for at rydde op eller flytte borer?

En sideeffekt ved implementering af costeffectiveness analyser i oplandsværktøjerne er, at disse skal med ind i vandplanerne, og hvis det er med i prioriteringen, vil det alt andet lige være nemmere at implementere i vandplanerne.

4.5 Sammenfatning og perspektiv

Prioritering er essentiel for at sikre, at de begrænsede ressourcer afsættes til de grunde, der udgør den største risiko. En prioritering for et opland baseret på risikobetragtninger kan skabe overblik og hjælpe med at afgøre hvilke handlinger der skal udføres på hvilke grunde, og i hvilken rækkefølge. I dette kapitel er blevet skitseret de administrative rammer og det teoretiske grundlag for hvordan risikobaseret prioritering på oplandsskala kan udføres.

Baseret på de hidtidige erfaringer med oplandsskala-værktøjer er det forventningen, at disse kan være med til at optimere, hvilke lokaliteter indenfor et opland der går gennem ”produktionstragten” (figur 2.4) og i hvilken rækkefølge, således at der samlet set opnås mest miljø for pengene. Desuden nødvendiggør implementering af vandplanerne, at indsatsen mellem forskellige myndigheder koordineres for at sikre den bedst mulige grundvandsbeskyttelse, og oplandsskala-værktøjer kan agere som en fælles forståelsesplatform i denne henseende.

At gennemføre oplandsanalyser sker naturligvis ikke uden forbrug af tid og ressourcer. Imidlertid vil oplandsanalysens bidrag til overblik over trusselsbilledet i oplandet give muligheder for at optimere beskyttelsesindsatsen for en omkostning, der ofte vil udgøre en meget lille andel af de samlede omkostninger i forbindelse med en indsatsplan.

5 Visioner og udfordringer for fremtidens risikovurdering på oplandsskala

Følgegruppens deltagere har blandt andet identificeret et behov for bedre beslutningsstøtte i forhold til hvorledes regionernes midler til grundvandsbeskyttelse anvendes mest hensigtsmæssigt. Retningslinjer for risikovurdering og prioritering på oplandsskala samt tilhørende værktøjer kan være en hjælp i denne henseende, men det er vigtigt, at disse tænkes ind i regionernes eksisterende administrative struktur, hvis de skal implementeres med succes. Det er desuden vigtigt, at beslutningsstøtteværktøjerne er indrettet, så det er muligt at forholde sig til, at både fokus (f.eks. grundvandsressource eller konkret indvinding) og datakvalitet kan være meget forskelligt fra opland til opland, og fra region til region.

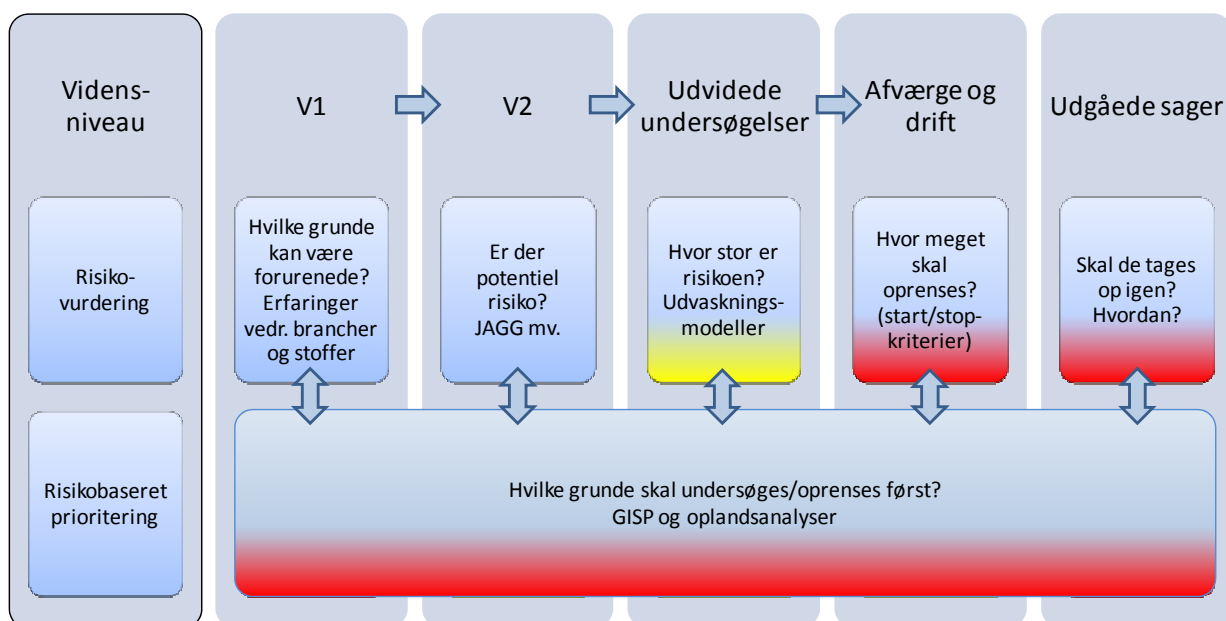
De identificerede behov hos myndighederne og gennemgangen af afprøvede og mulige beslutningsstøtteværktøjer er udmøntet i en overordnet vision for, hvordan risikovurdering og risikobaseret prioritering kan udføres indenfor rammerne af regionernes administrative struktur.

Der er på baggrund af møder i følgegruppen og diskussioner i forfattergruppen valgt ikke at arbejde med et samlet beslutningsstøtteværktøj.

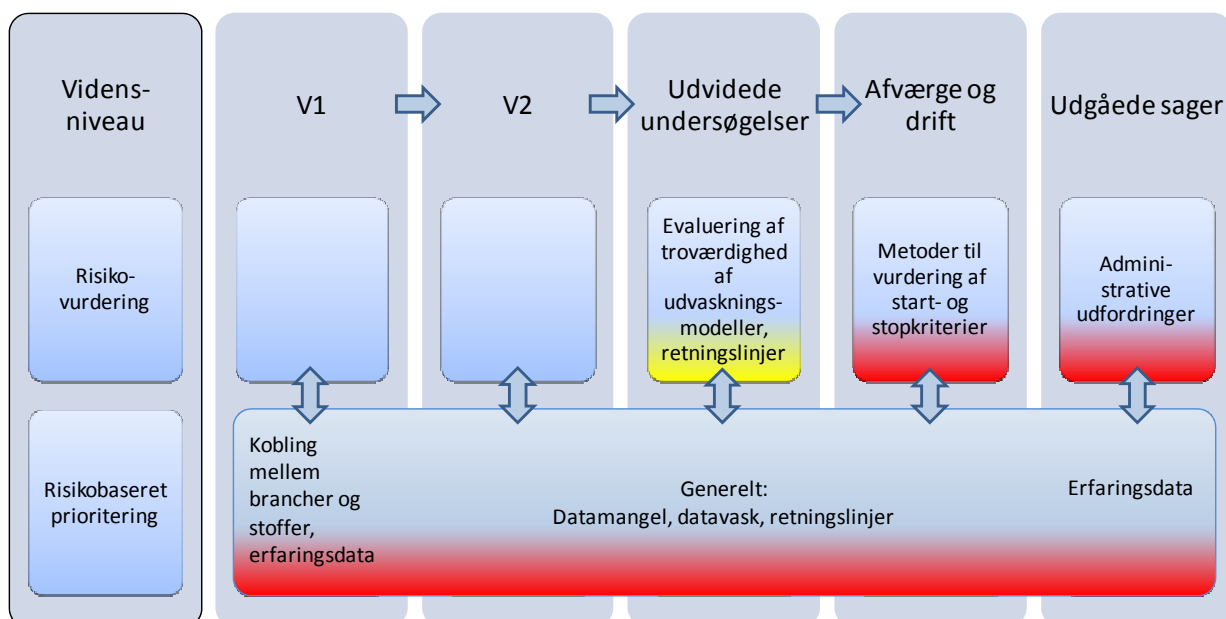
I første omgang er målet at styrke forståelsen for tankegangen og databehovet i et beslutningsstøtteværktøj. Der er peget på en række centrale elementer, og foretaget en vurdering af behovet for at styrke disse, som illustreret på figur 5.1 og figur 5.2. De dobbeltrettede pile mellem grundlaget for hhv. risikovurdering og prioritering indikerer, at data fra en risikovurdering anvendes i den risikobaserede prioritering, og omvendt at prioritering og eventuel opfølgende handling har indflydelse på, hvornår og hvordan en (ny) lokalskala risikovurdering udføres.

I en senere fase kunne målet være at arbejde mod et fælles værktøj. Dette vurderes dog at kunne give store implementeringsmæssige udfordringer i forhold til den nuværende administrative praksis i regionerne.

I det aktuelle udredningsprojekt er der identificeret en række mangler af forskellig art, som bør afhjælpes før en systematisk implementering er mulig. Afhængigt af hvor betydelige mangler der er identificeret, er elementerne skraveret med hhv. gul og rød. De identificerede mangler fremgår af figur 5.2.



Figur 5.1 Koncept for risikovurdering og prioritering afhængigt af vidensniveau med illustration af hvor der er mangler i forhold til systematisk implementering. Gul skygge markerer visse mangler i form af f.eks. manglende data. Rød skygge markerer betydelige mangler såsom manglende metoder eller administrative udfordringer, jf. figur 5.2.



Figur 5.2 Identificerede mangler i det overordnede koncept for risikovurdering og prioritering.

5.1 Udvikling af retningslinjer og metoder

På de indledende vidensniveauer (V1 og V2) findes velafprøvede metoder og værktøjer til screening og risikovurdering på lokalskala (herunder JAGG), så her vurderes der ikke at være et udviklingsbehov (udover ideer til en række forbedringer i JAGG, som ligger uden for dette projekt).

Der er betydelig mangel på viden om, hvordan disse vurderinger omsættes til vurderinger af forureningsflux, som kan spille ind i risikobaseret prioritering.

På V1 niveau vil en vej være at basere sig på branchekendskab og stofgrupper (afsnit 5.2) På V2 niveau er der mulighed for at benytte udvaskningsmodeller, som er indarbejdet i fx. KRIPP. Det anbefales ikke at anvende JAGG til disse betragtninger, da JAGG ikke giver en fluxberegning. Desuden kan der det allerede på V2 niveau i nogle tilfælde være svært at honorere alle data (varierende kildestyrke, flere geologiske lag, spredning til grundvandsmagasin ved flere geologisk lag). Retningslinier og udvikling af koncepter omkring dette er et stærkt ønske for styregruppen.

På de videregående niveauer savnes retningslinjer og pålidelige værktøjer til vurdering af størrelse af risiko, vurdering af respons på oprensning af forureningskilden og fastlæggelse af start- og stopkriterier for afværge og monitoring. Analysen af allerede eksisterende nationale og internationale værktøjer har vist, at der findes en række mulige bud på at udfylde dette behov. Der vil blive taget hånd om en række af disse udfordringer i det aktuelle teknologiudviklingsprojekt "Fastlæggelse af start- og stopkriterier ved oprensning af grundvandsforureninger" (Miljøstyrelsen, 2011). Det er desuden afgørende, at ikke kun tekniske/faglige argumenter kommer i spil, men at der i lige så høj inddrages de administrative og juridiske aspekter af indførelsen af nye (standardiserende) værktøjer.

I analyser på oplandsskala udgør kompleksitetsniveauet efter GISP en metodemæssig barriere, der er nødvendig at håndtere før analyser på oplandsskala kan implementeres bredt. Der er således behov for et sæt retningslinjer og en vejledning for, hvordan dette gøres, for at det kan ske nogenlunde systematisk og gennemskueligt.

5.2 Bedre viden om stof-fund afhængigt af branche

En række brancher vurderes i de indledende vidensniveauer ud fra det generelle branchekendskab som risikobrancher i forhold til f.eks. klorerede opløsningsmidler, uden at denne risiko er reelt dokumenteret i erfaringer fra undersøgelser. Derfor er der en risiko for, at der anvendes store ressourcer på en risiko, der ikke er reel.

Det er således hensigtsmæssigt at kunne dokumentere den reelle risiko for kritiske stoffer i udvalgte brancher, der er kortlagt i stort antal og dermed optimere risikovurderingen af brancherne.

5.3 Datamangel og datavask

En fuld oplandsanalyse kræver mange data, og jo flere af disse der er pålidelige og tilgængelige, des mere pålidelig bliver analysen. Dette gælder både informationer på oplandsskala (f.eks. grundvandspotentiale og geologiske forhold) og på punktkildeniveau (f.eks. forureningsniveau og -afgrænsning).

Manglende data tilhører to kategorier:

- Data som ikke findes eller som er forældede (f.eks. utidssvarende forureningsundersøgelser eller forældede potentialekort).
- Data som findes, men som ikke er umiddelbart tilgængelige, som f.eks. ikke-digitaliserede undersøgelsesdata, data som kræver udveksling mellem datasystemer eller udveksling fra andre dataejere end den udførende myndighed.

Fastlæggelse af retningslinjer for oplandsanalyser kan strømline dataindsamlingen i det fremadrettede undersøgelsesarbejde, men der ligger et stort arbejde i forhold til at fremskaffe ældre data, ikke blot i forhold til oplandsanalyser men også i regionernes arbejde med JAR-databasen generelt.

Som følge af det ofte mangelfulde datagrundlag er det en nødvendighed, at retningslinjer og værktøjer til risikovurdering og prioritering på oplandsskala giver anbefalinger til hensigtsmæssige manøvrer i de tilfælde, hvor data mangler, f.eks. i form af erfaringstal, alternative metoder til skøn af parametre og tommelfingerregler af forskellig art.

5.4 Administrative udfordringer og praktisk implementering

En gennemgang af udgåede sager i KRIPP-projektet i Birkerød viste, at flere af disse primært endte højt på prioriteringslisten på grund af den store usikkerhed, der var knyttet til disse. Der kan således være et behov for at tage disse sager med i den samlede oplandsanalyse, specielt ved anvendelse af oplandsmodeller til opsporing af uidentificerede forureningskilder. Det skal dog igen pointeres, at genåbning af udgåede sager skal retfærdiggøres ved særligt tungtvejende hensyn, herunder væsentlige nye oplysninger eller indikationer på forurening fra netop den lokalitet.

Organisatoriske rammer

Den traditionelle arbejdsdeling i regionerne følger ”fødekæden” vist på Figur 5.1. I et givet opland vil der imidlertid være lokaliteter på forskellige vidensniveauer, og implementering af oplandsanalyser vil derfor kræve, at der afses ressourcer til at skabe overblik på oplandsskala. Region Hovedstaden har i denne forbindelse erfaret, at der er behov for tværgående teams og kompetencer, og at arbejdet formaliseres, helt fra ledelsesniveau.

En anden organisatorisk udfordring er de økonomiske rammer for oplandsanalyserne. Både årsværk og driftsmidler skal trækkes fra andre opgaver. I Region Hovedstaden er der pt. afsat bestemte timerammer til vandsamarbejder, hjælp i forbindelse med Naturstyrelsens grundvandskortlægning samt sparring med kommunerne vedrørende indsatsplaner. Håndtering af overblik på oplandsskala kan evt. håndteres på lignende måde.

Arbejdet med forureningssager på oplandsskala er en ”ny” opgave, som skal løses i tillæg til de øvrige, og dette kan skabe modstand. Som identificeret i kapitel 2 er oplandsvurderinger som følge af behovet for prioritering nødvendige i et eller andet omfang. Det er her vigtigt at understrege at mens det er ambitionen med generelle værktøjer som fx GISP og JAR at alle regioner implementerer dem i hele deres område, så er hensigten med de mere avancerede oplandsværktøjer, at de udelukkende skal anvendes, hvor der er særlige forhold, der gør sig gældende (fx mange punktkilder i et vigtigt indvindingsområde jf. figur 2.3).

6 Projektforslag

På baggrund af diskussionerne på de afholdte følgegruppemøder, og de mange faglige input, som er forsøgt sammenfattet i de foregående kapitler, er der identificeret en række specifikke projektideer, som vurderes at kunne medvirke til at højne kvaliteten af risikovurderinger og prioriteringer på lokalitets- og oplandsskala. Ideerne er beskrevet i de følgende afsnit 6.1-6.6. Det overordnede sigte med ideerne er at imødekomme de mangler og barrierer, der identificeret i kapitel 5.

Det er ikke målet at udvikle en fælles værktøj på nuværende tidspunkt, men i stedet generelt at udvikle forståelse for konceptet i risikobaseret prioritering på oplandsskala. Det mest grundlæggende behov på nuværende tidspunkt er et sæt af retningslinjer for, hvorledes en oplandsbaseret risikovurdering og prioritering af punktkilder udføres. En basismodel for en sådan håndbog er formuleret i afsnit 6.1.

Udover håndbogen er der foreslået en række projekter, der skal løfte vidensniveauet på nogle af de mere specifikke mangler i den opstillede vision. Dette vedrører statistisk opsamling på eksisterende data, udvaskningsmodeller, usikkerhedsmetoder og inddragelse af miljøøkonomiske betragtninger. Alle disse projekter har enkeltstående værdi og anvendelighed, men de skal også tænkes sammen med håndbogen, da projekterne tjener til at styrke dokumentationen og anvendeligheden af håndbogen.

6.1 Håndbog for risikovurdering og prioritering af punktkilder på oplandsskala

Formål:

Blandt følgegruppen af regioner og andre offentlige institutioner er der udtrykt et behov for i større grad at kunne håndtere risikovurdering og prioritering af jordforureningssager på oplandsskala, i tillæg til den traditionelle tilgang hvor hver sag risikovurderes individuelt.

For at kunne implementere oplandsanalyser hensigtsmæssigt og effektivt er der identificeret et behov for en håndbog, som guider brugeren igennem alle de trin, der måtte optræde i en oplandsbaseret risikovurdering og prioritering, dels for at hjælpe brugeren på vej, men også for at ensrette anvendelsen i det omfang det lader sig gøre.

Analyser på oplandsskala skal kunne udføres på forskellige niveauer afhængigt af vidensniveau og den aktuelle problematik. Håndbogen skal således lægge op til en trinvis analyse, hvor individuelle trin kan til- og fravælges afhængigt af relevans. Håndbogen skal indeholde retningslinjer for valg af trin i risikovurderingen, samt hvilke overvejelser skal der gøres i de forskellige trin. Det er vigtigt, at håndbogen tager højde for, at de fleste regioner står med et unensartet datagrundlag lokalt og regionalt. Der skal således være vejledninger til, hvad man gør ved datamangel.

Der er et særlig behov for at vejlede omkring fluxberegninger på alle niveauer (V1, V2 og videregående undersøgelser). For V1 og delvist V2 kan vejlednin-

gen med fordel basere sig på erfaringer fra projekterne beskrevet i afsnit 6.2 og 6.3. For V2 kan der i høj grad trækkes på hidtidige erfaringer med brug af udvaskningsmodeller fra f.eks. KRIPP og lignende værktøjer. I forhold til videregående undersøgelser kan der med fordel tages afsæt i projektet vedr. udvaskningsmodeller beskrevet i afsnit 6.4.

Håndbogen skal endvidere give retningslinjer for, hvilke data der er nødvendige at fremskaffe i forbindelse med (nye) undersøgelser og evt. indeholde et standard digitalt indberetningsskema, som strømliner dataindsamlingen til evt. videre risikoanalyse. Håndbogen skal indeholde retningslinjer for, hvordan kvalitative usikkerheder (oplandsgrænser, forureningsmasser, geologi mv.) håndteres igennem hele processen.

Form:

På baggrund af erfaringsopsamlingen i det aktuelle udredningsprojekt og de identificerede behov i projektets følgegruppe udarbejdes en håndbog der opfylder ovenstående formål. Håndbogen suppleres med en skabelon for digital indsamling af undersøgelsesdata. Undervejs i projektforløbet diskuteres håndbogens retningslinjer med en bredt sammensat følgegruppe ved en seminar-dag.

6.2 Statistisk forbedring af videngrundlag på V1 og V2 niveau – Del 1

Formål:

En række brancher vurderes ud fra det generelle branchekendskab som risiko-brancher i forhold til f.eks. klorerede opløsningsmidler, uden at denne risiko er reelt dokumenteret i erfaringer fra undersøgelser. Derfor er der en risiko for, at der anvendes store ressourcer på en risiko, der ikke er reel.

På den baggrund vil være hensigtsmæssigt at udføre en nærmere statistisk gennemgang af et stort antal undersøgelsessager på udvalgte brancher (3-4 brancher – herunder autoværksteder og trykkerier), hvor både antallet i form af undersøgelser, hvor antallet lokaliteter generelt er højt og hvor der er en klar forventning om at "hitraten" i forhold til f.eks. chlorerede opløsningsmidler er lav.

Formålet er at dokumentere den reelle risiko for kritiske stoffer i udvalgte brancher, der er kortlagt i stort antal og dermed optimere risikovurderingen af brancherne.

Form:

Gennemgang af et større antal undersøgelser med henblik på at dokumentere branchernes risikoprofil. Kun undersøgelser hvor alle kilder og flere medier er undersøgte og hvor analysespektret er stort inddrages. Der blev i styregruppen givet udtryk for, at sådanne datasæt eksisterer, så udvælgelsen af både brancher og geografiske områder skal ske sammen med regionerne.

Denne gennemgang kan støttes op af en statistisk gennemgang af én eller flere regioners registreringer af stoffer indenfor de pågældende brancher.

6.3 Statistisk forbedring af videngrundlag på V1 og V2 niveau – Del 2

Formål:

Screeningsmodeller på oplandsskala, hvor der i oplandet indgår lokaliteter med et lavt dokumentationsgrundlag (V1 og nogle V2), kræver, at det er muligt at estimere forureningsfluxen. Og da netop forureningsfluxen er afgørende for resultatet af vores screeningsmodeller, er vores evne til at fastsætte den rigtige flux afgørende. Formålet er derfor at forbedre vores grundlag for at fastsætte de parametre, som er afgørende for fluxbestemmelsen. Det drejer sig om:

- Forureningsstof(fer)
- Koncentrationsniveauer i relevante medier
- Tilstedeværelse af fri fase
- Forureningsmasse
- Forureningens rumlige udbredelse.

Form:

En gennemgang af et større antal lokaliteter (f.eks. 50), hvor vidensniveauet er højt og hvor de ovennævnte parametre enten er bestemt eller kan bestemmes ud fra de foreliggende oplysninger. Oplysningerne om lokaliteterne hentes fra regionerne. På baggrund af gennemgangen foretages en vurdering af, om der findes generelle informationer (ud over branchen) på det indledende niveau (V1 og V2), der kan bruges som pejlemærker i vurderingen af fluxen.

Gennemgangen bør så vidt muligt resultere i et sæt af typelokaliteter (forskellige brancher, om muligt underinddelt i forskellige størrelser) med angivelse af et erfaringsmæssigt spænd for de afgørende parametre.

6.4 Udvaskningsmodeller for videregående undersøgelser

Formål:

Der er behov for en bredere palet af udvaskningsmodeller for at tage højde for forskellige geologiske forhold eller typer af forureningskilder. De fleste beregninger i dag er lavet for forholdsvis simple kilder med et stof (f.eks. chlorerede opløsningsmidler). Lossepladser udgør en særlig udfordring, men også forureninger med komplekse forureningskilder med flere stoffer eller stoffblandinger.

Forureningskilder i moræneler er komplicerede at håndtere. Her kunne det måske være muligt at regne med flere forskellige udvaskningsmodeller for hver lokalitet (f.eks. homogent geologisk medie med og uden sprækker) til belysning af følsomhed. Der er endvidere behov for at se på, hvordan udvaskning fra fri fase håndteres bedst, da resultaterne er meget følsomme overfor tilstedeværelse af fri fase, ikke mindst i forhold til forureningens varighed.

Valg af udvaskningsmodel kan med fordel ske ud fra valg af passende konceptuel model, og i denne forbindelse kan der formentlig hentes inspiration fra JAGG 2, KRIPP og udenlandske udvaskningsmodeller.

Udviklingsprojektet vil afslutningsvist beskrive, hvilket arbejde der skal til for opsætte, afprøve og dokumentere implementeringen af ovennævnte modelkoncept i et oplandsværktøj.

Form:

En oversigt over principper for beregning af forureningsflux og udvaskning over tid ved hjælp af analytiske eller numeriske modeller. En gennemgang af et antal (ca. 5) lokaliteter for at illustrere principper og beregningsmetoder. Der vil blive lagt vægt på hvordan man kommer fra en konceptuel model til en kvantitativ beregning. Der vil opsamlende blive vist et antal typelokaliteter med hensyn til geologiske forhold og forureningskilde, som brugere kan tage udgangspunkt i ved overvejelser omkring dataindsamling (brug af eksisterende data, behov for ekstra data, modelvalg og fluxberegninger. Projektet har ikke som mål at udvikle eller anbefale en specifik beregningsmodel, men fokusere på at give brugere mulighed for at vælge de rigtige værktøjer.

6.5 Indarbejdelse af usikkerhedsmetoder

Formål:

Usikkerhedsvurdering er en nødvendighed i risikovurderinger og prioriteringsopgaver for at synliggøre de ofte store forskelle i vidensniveau. Det gælder både for udvaskningsmodel-beregninger, fluxbestemmelser og oplandskala risikobaserede prioriteringer. Den viden skal bruges som en del af den økonomiske prioritering, hvor budgetter skal fordeles mellem undersøgelser og afværge. Der skal skabes metoder til at vurdere værdien af data; kan flere data formindske usikkerhederne og dermed ændre prioriteringerne? I beslutningstagningen er der en stor hjælp at have gjort sig klart, hvor stor sikkerhed, man kræver, eller hvor stor usikkerhed man kan acceptere.

Der er behov for en gennemgang af, hvad der i denne forbindelse er operationelt og ønskværdigt, både på lokal skala og oplandsskala. Skal usikkerhedsvurderinger være kvalitative eller kvantitative eller en kombination? Specielt i den indledende screeningsfase kan ikke-kvantitative metoder være hensigtsmæssige.

Det er nødvendigt at beskrive hvordan forskellige typer af usikkerheder håndteres i forhold til hinanden, når f.eks hydrauliske oplandsberegninger skal kombineres med udvaskningsmodeller på lokal skala til oplandsprioriteringer. Begge beregninger er behæftet med usikkerhed, og der skal derfor udvikles metoder, hvor usikkerhederne kan vurderes og blive sammenlignet. Der findes flere kvantitative metoder til usikkerhedsvurderinger, blandt andet sensitivitetsanalyse, FORM/SORM som er velegnet til risikovurderinger baseret på analytiske løsninger samt statistiske metoder såsom Monte Carlo analyse.

Form:

En litteraturgennemgang i relation til problemstillingen skal danne et overblik over metoderne, og bruges til at udvælge de mest lovende til formålet. Disse metoder skal afprøves i flere case studier, og deres styrker og svagheder vurderes. Derefter skal metoderne gøres operationelle, så de kan bruges i praksis. Det kræver samarbejde med aftagerne i hele projektets forløb, bla. regionerne og Miljøstyrelsen. Der skal også afklares, hvordan usikkerhedsvurderinger kan håndteres i det juridiske og administrative system.

Projektet kan eventuelt opdeles i to faser, så del I fokuserer på screening og lokal skala, mens del II behandler oplandsskala og den samlede usikkerhed. I det sidste delprojekt er det koblingen med lokal skala, som er interessant, da der eksisterer metoder til at håndtere oplandsafgræsning og usikkerheder.

I forhold til litteraturreviewet kan dette i høj grad basere sig på denne rapportes appendiks B, så reviewet forventes at kunne udgøre en mindre aktivitet. Formålet er primært at træffe et metodevalg. Dette bør ske i samråd med slutbrugerne.

6.6 Miljøøkonomi på oplandsskala

Formål:

Der er et ønske om at afdække muligheder for at miljøøkonomiske forhold, herunder omkostningsanalyser, kan indgå i et fremtidigt værktøj, både i relation til omkostningerne i forbindelse med indsatsen på jordforureningsområdet (til undersøgelser og oprensninger) og til gevinsten ved en miljøindsats over for jordforurening.

De mest anvendte handlinger, når der har været påvist miljøfremmede stoffer over kvalitetskriteriene i indvindingsboringer, har til dato har været lukning og flytning af indvindingsboringerne. Men målsætningen i vandplanerne gør, at disse løsninger bliver mindre brugbare i fremtiden, og det kan forudses, at det ikke på længere sigt vil være bæredygtigt blot at opgive en ressource.

Der er derfor brug for reelle alternative løsningsmuligheder, herunder bl.a. en forebyggende en indsats ved forureningskilderne i et givent indvindingsopland. I et udredningsprojekt skal det derfor afdækkes, hvilke handlemuligheder der er omkostningseffektive og ressourcemæssigt bæredygtige. Her kan eventuelt hentes inspiration i BAM projekterne (Miljøstyrelsen, 2002; Miljøstyrelsen, 2004b).

Formålet med udredningsprojektet er at sammenstille teknisk og økonomisk viden om forskellige handlemuligheder, og afprøve resultatet i et antal konkrete oplande. Målet er at afdække mulighederne for, at miljøøkonomiske forhold kan indgå i et fremtidigt beslutningsstøtteværktøj i relation til en analyse af omkostningerne i forbindelse med indsatsen på jordforureningsområdet (opsporing, undersøgelse og oprensning) og til en analyse af gevinsten ved en indsats over for jordforureninger.

Form:

Udredningsprojektet vil indholde følgende hovedkomponenter:

- Handlemulighedernes tekniske elementer og omkostninger (anlægsøkonomi og drift) beskrives.
- I et omfang skal betragtninger vedrørende livscyklusvurderinger indgå.
- Der beskrives et koncept for en miljøøkonomisk vurdering af de forskellige handlemuligheder (baseret på cost-effektivitets betragtninger/ budgetøkonomiske analyser)
- Afprøvning af konceptet i et antal områder med en vigtig grundvandsresурсe. Resultaterne skal opskaleres til regionalt og nationalt niveau.
- Evaluering og endelig udarbejdelse af protokol/hvidbog for vurdering af handlemulighederne. Denne protokol forventes at kunne udgøre principgrundlaget for et efterfølgende udviklingsprojekt, hvis mål er at udvikle et beslutningsstøtteværktøj, som kan anvendes i indsatsplanlægningen over for miljøfremmede stoffer. I et vist omfang kan der hentes inspiration i metoder udarbejdet af IMV og Miljøstyrelsen i forbindelse med BAM projekterne.

7 Konklusion

Med det store antal forurenede grunde på landsplan og begrænsede ressourcer er prioritering af regionernes indsats på jordforureningsområdet nødvendig. Risikovurdering og prioritering af forurenede grunde skal ske både på lokalitetsniveau, på oplandsskala og på regionalt niveau og på meget forskellige vidensniveauer.

Dette gør sig gældende både i relation til indeklima, kontaktrisiko og grundvandsbeskyttelse, men kun sidstnævnte er behandlet i denne rapport.

Oplandsniveauet er indtil videre ikke grebet systematisk an, men implementering af vandplanerne og behov for øget samspil mellem myndighederne og overblik over truslerne mod grundvandsressourcen bevirker behov for i større grad at arbejde på oplandsskala.

Med ønske om at forbedre overblikket og styrke beslutningsgrundlaget har danske miljømyndigheder (regioner og miljøcentre) gennem de senere år afprøvet forskellige risikobaserede prioriteringsværktøjer på oplandsskala.

Der er høstet værdifulde erfaringer i disse mere eller mindre isolerede projekter, og i denne rapport er der foretaget en opsamling og bredere udredning af, hvad dels behovene er for risikovurderingsværktøjer på lokal og større skala, og dels hvilket potentiale der er for anvendelse af disse. Dette er nødvendigt for at sikre, at den fremtidige udvikling går i en både ønskværdig og implementérbar retning

Det store antal forurenede grunde giver et behov for en skarp prioritering af grundene på tre skalaer; lokalitet, opland og region, hvilket stiller store krav til de anvendte risikovurderings- og prioriteringsmetoder. Det er endvidere væsentligt, at prioriteringen sker på en for omverdenen gennemsigtig måde.

Ønsket om at kunne prioritere på meget forskellige vidensniveauer (fra V1 til V2 med omfattende viden om forureningen) bevirker et behov for at kunne risikovurdere og prioritere både på et indledende screeningsniveau med oftest få data og på mere detaljerede analyseniveauer, som bygger på mange data. Analyse af store datasæt introducerer desuden en række usikkerheder, og en kvantificering af disse og deres indflydelse på resultaterne er vigtig for at bevare gennemsigtheden.

Behovet for risikobaseret prioritering gør sig gældende i hele landet, ideelt set med hele grundvandsressourcen i fokus, men lokale omstændigheder kan nødvendiggøre at prioriteringen udføres i forhold til trusler mod konkrete vandindvindingsinteresser. Analysen har vist, at problemstillingen er mest relevant i bynære områder hvor der sker en stor indvinding.

Der er foretaget en gennemgang af den aktuelle praksis, muligheder og udfordringer ved risikovurdering og prioritering på både lokalitets- og oplandsskala, herunder hvilke risikovurderings- og prioriteringsværktøjer der findes, som kan imødegå de identificerede behov. Værktøjerne er beskrevet i sammen-

hæng med de juridiske og administrative rammer, indenfor hvilke sådanne værktøjer skal fungere.

Oplandsskala-værktøjer kan være med til at optimere, hvilke lokaliteter indenfor et opland der skal føres videre gennem regionernes ”produktionslinje” og i hvilken rækkefølge, således at der samlet set opnås mest miljø for pengene. Desuden nødvendiggør implementering af vandplanerne, at indsatsen mellem forskellige myndigheder koordineres for at sikre den bedst mulige grundvandsbeskyttelse, og oplandsskala-værktøjer kan agere som en fælles forståelsesplatform i denne henseende.

At gennemføre oplandsanalyser sker naturligvis ikke uden forbrug af tid og ressourcer. Imidlertid vil oplandsanalysens bidrag til overblik over trusselsbilledet i oplandet give muligheder for at optimere beskyttelsesindsatsen for en omkostning, der ofte vil udgøre en meget lille andel af de samlede omkostninger i forbindelse med en indsatsplan.

Udredningen af behov og muligheder er mundet ud i en vision for, hvorledes risikovurdering og prioritering kan udføres. En af de helt store udfordringer for implementering af analyser på oplandsskala ligger i at få disse integreret i regionernes administration. Visionen er derfor tænkt ind i regionernes eksisterende administrative struktur for at implementeringen kan foregå så gnidningsfrit som muligt.

Visionen lægger op til, at konkrete risikovurderinger udføres på lokalitetsniveau og at prioritering af rækkefølgen udføres ved hjælp af risikobetragtninger på oplandsskala med løbende feedback mellem de to niveauer.

Der er identificeret en række mangler i denne vision, som bør afhjælpes før en systematisk implementering er mulig.

Gennemgangen af grundlag og praksis for risikovurdering på lokal skala afslører et behov for retningslinjer og beslutningsstøtteværktøjer på de højere vidensniveauer (udvidede undersøgelser og afværgeprojekter), hvor ønsket er en kvalificeret vurdering af størrelse af risiko, vurdering af effekt af oprensning af forureningskilden og fastlæggelse af start- og stopkriterier for afværge og monitoring. Der vil blive taget hånd om en række af disse udfordringer i det aktuelle teknologiudviklingsprojekt ”Fastlæggelse af start- og stopkriterier ved oprensning af grundvandsforureninger”.

Risikovurdering og prioritering på oplandsskala er udfordrende, og der er identificeret behov for et sæt retningslinjer, som hjælper brugeren på vej og sikrer, at oplandsanalyserne udføres på systematisk og gennemsigtig vis. Simple GIS-baserede screeningsmetoder er effektive til en overordnet overbliksskabelse, men avancerede værktøjer er nødvendige for at tage højde for mere komplekse lokalitetsdata.

Der er desuden identificeret en række datamangler, der foreløbigt forhindrer at analyser på oplandsskala kan implementeres bredt i administrationen, og der vil formentlig gå nogen tid inden regionernes GIS-baserede risikoscreeningsværktøj GISP er implementeret overalt, og dette er grundlaget for mere detaljerede oplandsanalyser.

Vigtige elementer i fastlæggelse af retningslinjer for analyser på oplandsskala er således, hvordan disse kan udføres under hensyntagen til dels at ambitions-

niveauerne i forskellige oplande kan variere og dels at datamangel eller – utilgængelighed kan være en alvorlig hæmsko.

Der er givet forslag til en række udviklingsprojekter til afhjælpning af de identificerede mangler. Forslagene omfatter:

- En håndbog for risikovurdering og prioritering af punktkilder på oplandsskala, som tager højde for de ovenfor skitserede ønsker til retningslinjer.
- Statistisk gennemgang af eksisterende forureningssager med henblik på dels af kunne blive skarpere i screeningen af hvilke punktkilder der er de væsentlige og dels at tilvejebringe bedre erfaringsdata for dårligt undersøgte lokaliteter.
- En udredning af mulighederne for bedre beskrivelse af transporten gennem dæklagene og beregning af foruringsflux, herunder forskellige geologiske forhold, stofblandinger og beskrivelse af fri fase strømning.
- En udredning af, hvordan metoder til usikkerhedsvurdering kan indarbejdes under hensyntagen til administrative udfordringer.
- En afdækning af mulighederne for at inddrage miljøøkonomiske betragtninger i fremtidige værktøjer.

8 Referenceliste

- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, H., Hackett, G., 1987. DRASTIC: a standardised system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA, Rep: EPA/600/2-87/035.
- Andricevic, R., Cvetkovic, V., 1996. Evaluation of risk from contaminants migrating by groundwater. *Water Resources Research* 32(3), 611-621.
- Annable, M.D., Hatfield, K., Cho, J., Klammler, H., Parker, B.L., Cherry, J.A., Rao, P.S.C., 2005. Field-Scale Evaluation of the Passive Flux Meter for Simultaneous Measurement of Groundwater and Contaminant Fluxes. *Environmental Science and Technology* 39(18), 7194-7201.
- ANPA, 2002. ROME: ReasOnable Maximum Exposure - Operating Manual. National Agency for Protection of the Environment (Agenzia Nazionale Protezione Ambiente).
- Arey, J.S., Gschwend, P.M., 2005. A physical-chemical screening model for anticipating widespread contamination of community water supply wells by gasoline constituents. *Journal of Contaminant Hydrology* 76(1), 109-138.
- ASTM, 1999. RBCA Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance. American Society for Testing and Materials.
- Auer, L.H., Rosenberg, N.D., Birdsell, K.H., Whitney, E.M., 1996. The effects of barometric pumping on contaminant transport. *Journal of Contaminant Hydrology* 24(2), 145-166.
- Avagliano, S., Vecchio, A., Belgiorno, V., 2005. Sensitive Parameters In Predicting Exposure Contaminants Concentration In A Risk Assessment Process. *Environmental Monitoring and Assessment* 111[1-3], 133-148. Kluwer Academic Publishers
- Aziz, C.E., Newell, C.J., Gonzales, J.R., 2000. BIOCHLOR - Natural Attenuation Decision Support System. User's Manual Version 1.0. US Environmental Protection Agency. US Environmental Protection Agency.
- Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Hiyama, T., Kato, K., 2005. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of the Total Environment* 345(1-3), 127-140.
- Baehr, A.L., Stackelberg, P.E., Baker, R.J., 1999. Evaluation of the atmosphere as a source of volatile organic compounds in shallow groundwater. *Water Resources Research* 35(1), 127-136.
- Barlebo, H.C., Hill, M.C., Rosbjerg, D., Jensen, K.H., 1998. Concentration data and dimensionality in groundwater models: Evaluation using inverse modelling. *Nordic Hydrology* 29(3), 149-178.
- Basu, N.B., Fure, A.D., Jawitz, J.W., 2008. Simplified contaminant source depletion models as analogs of multiphase simulators. *Journal of Contaminant Hydrology* 97(3-4), 87-99.
- Basu, N.B., Rao, P.S.C., Poyer, I.C., Annable, M.D., Hatfield, K., 2006. Flux-based assessment at a manufacturing site contaminated with trichloroethylene. *Journal of Contaminant Hydrology* 86[1-2], 105-127.

- Baudrit, C., Guyonnet, D., Dubois, D., 2007. Joint propagation of variability and imprecision in assessing the risk of groundwater contamination. *Journal of Contaminant Hydrology* 93(1-4), 72-84.
- Bauer, S., Bayer-Raich, M., Holder, T., Kolesar, C., Muller, D., Ptak, T., 2004. Quantification of groundwater contamination in an urban area using integral pumping tests. *Journal of Contaminant Hydrology* 75[3], 183-213.
- Bjerg, P.L., Tuxen, N., Reitzel, L.A., Albrechtsen, H., Kjeldsen, P., 2009. Natural Attenuation Processes in Landfill Leachate Plumes at Three Danish Sites. *Ground Water Early View*.
- Bockelmann, A., Ptak, T., Teutsch, G., 2001. An analytical quantification of mass fluxes and natural attenuation rate constants at a former gas-works site. *Journal of Contaminant Hydrology* 53[3-4], 429-453.
- Bockelmann, A., Zamfirescu, D., Ptak, T., Grathwohl, P., Teutsch, G., 2003. Quantification of mass fluxes and natural attenuation rates at an industrial site with a limited monitoring network: a case study. *Journal of Contaminant Hydrology* 60[1-2], 97-121.
- Bojorquez-Tapia, L.A., Cruz-Bello, G.M., Luna-Gonzalez, L., Juarez, L., Ortiz-Perez, M.A., 2009. V-DRASTIC: Using visualization to engage policymakers in groundwater vulnerability assessment. *Journal of Hydrology* 373(1-2), 242-255.
- Bredehoeft, J., 2005. The conceptualization model problem - surprise. *Hydrogeology Journal* 13[1], 37-46. Springer-Verlag.
- Brooks, M.C., Wood, A.L., Annable, M.D., Hatfield, K., Cho, J., Holbert, C., Rao, R.S.C., Enfield, C.G., Lynch, K., Smith, R.E., 2008. Changes in contaminant mass discharge from DNAPL source mass depletion: Evaluation at two field sites. *Journal of Contaminant Hydrology* 102(1-2), 140-153.
- Beven, K., 2009c. How to make predictions. In: Beven, K. (Eds.), *Environmental Modelling: An Uncertain Future?* Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York, pp. 1-30.
- Beven, K., 2009a. *Environmental Modelling: An Uncertain Future?* Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York.
- Beven, K., 2009b. Simulation with no historical data available. In: Beven, K. (Eds.), *Environmental Modelling: An Uncertain Future?* Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York.
- Beven, K., 2005. On the concept of model structural error. *Water Science and Technology* 52[6], 167-175.
- Beven, K., Binley, A., 1992. The Future of Distributed Models - Model Calibration and Uncertainty Prediction. *Hydrological Processes* 6(3), 279-298.
- Blasone, R.S., 2007. Parameter Estimation and Uncertainty Assessment in Hydrological Modelling. PhD thesis, Institute of Environment and Resources, Technical University of Denmark.
- Bobba, A.G., Singh, V.P., Bengtsson, L., 1995. Application of uncertainty analysis to groundwater pollution modeling. *Environmental Geology* 26[2], 89.
- Brown, J.D., 2004. Knowledge, uncertainty and physical geography: towards the development of methodologies for questioning belief. *Transactions of the Institute of British Geographers* 29(3), 367-381.

- Brown, J.D., Heuvelink, G.B.M., 2007. The Data Uncertainty Engine (DUE): A software tool for assessing and simulating uncertain environmental variables. *Computers & Geosciences* 33(2), 172-190.
- Capital Region of Denmark, 2009. Risk-based prioritisation of point sources in the focus area for Birkerød Waterworks. Composed by Orbicon A/S for the Capital Region of Denmark (in Danish).
- Capital Region of Denmark, Region Zealand, 2010. Konzept for Risk-based Prioritisation of Point sources (KRIPP). Version 1.1. In: Kjærsgaard, P., Tuxen, N., Overheu, N. D., Nielsen, S., and Christensen, S. B. Composed by Orbicon A/S for the Capital Region of Denmark (in Danish)
- Carle, S.F., Fogg, G.E., 1997. Modeling spatial variability with one and multidimensional continuous-lag Markov chains. *Mathematical Geology* 29(7), 891-918.
- Chambon, J.C., Binning, P.J., Jørgensen, P.R. & Bjerg, P.L. (2011): A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology*, Submitted.
- Chisala, B.N., Tait, N.G., Lerner, D.N., 2007. Evaluating the risks of methyl tertiary butyl ether (MTBE) pollution of urban groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology* 91[1-2], 128-145.
- Christ, J.A., Ramsburg, C.A., Pennell, K.D., Abriola, L.M., 2006. Estimating mass discharge from dense nonaqueous phase liquid source zones using upscaled mass transfer coefficients: An evaluation using multi-phase numerical simulations. *Water Resources Research* 42(11).
- Christophersen, M., Broholm, M.M., Mosbaek, H., Karapanagioti, H.K., Burganos, V.N., Kjeldsen, P., 2005. Transport of hydrocarbons from an emplaced fuel source experiment in the vadose zone at Airbase Værløse, Denmark. *Journal of Contaminant Hydrology* 81(1-4), 1-33.
- Conant, B.H., Gillham, R.W., Mendoza, C.A., 1996. Vapor transport of trichloroethylene in the unsaturated zone: Field and numerical modeling investigations. *Water Resources Research* 32(1), 9-22.
- Conant, B., Cherry, J.A., Gillham, R.W., 2004. A PCE groundwater plume discharging to a river: influence of the streambed and near-river zone on contaminant distributions. *Journal of Contaminant Hydrology* 73(1-4), 249-279.
- Connell, L.D., 2002. A simple analytical solution for unsaturated solute migration under dynamic water movement conditions and root zone effects. *Sustainable Groundwater Development* 193, 255-264.
- Cushman, D.J., Driver, K.S., Ball, S.D., 2001. Risk assessment for environmental contamination: an overview of the fundamentals and application of risk assessment at contaminated sites. *Canadian Journal of Civil Engineering* 28[1], 155-162. NRC Research Press
- Cypher, J.A., Lemke, L.D., 2009. Multiple Working Transport Hypotheses in a Heterogeneous Glacial Aquifer System. *Ground Water Monitoring and Remediation* 29(3), 105-119.
- Dakhel, N., Pasteris, G., Werner, D., Hohener, P., 2003. Small-volume releases of gasoline in the Vadose Zone: Impact of the additives MTBE and ethanol on groundwater quality. *Environmental Science & Technology* 37(10), 2127-2133.
- Danish EPA, 2002. Guidelines on Remediation of Contaminated Sites. *Environmental Guidelines* 7. Danish Ministry of the Environment.

- Danske Regioner, 2007. GISP – Prioriteringssystem for kortlagte ejendomme. Dokumentationsrapport ver. 0e. Udarbejdet af Rambøll.
- Davison, R.M., Prabnarong, P., Whittaker, J.J., Lerner, D.N., 2002. A probabilistic management system to optimize the use of urban groundwater. *Sustainable Groundwater Development* 193, 265-276.
- Davison, R., Hall, D.H., 2003. ConSim Version 2. User Manual. Golder Associates and UK Environment Agency. Golder Associates.
- Davison, A., Howard, G., Stevens, M., Calla, P., Kirby, R., Deere, D., Bartram, J., 2004. Water safety plans - Managing drinking-water quality from catchment to consumer. World Health Organisation (WHO)
- De Jonge, H., Rothenberg, G., 2005. New device and method for flux-proportional sampling of mobile solutes in soil and groundwater. *Environmental Science & Technology* 39(1), 274-282.
- DeVaul, G., Ettinger, R., Gustafson, J., 2002. Chemical vapor intrusion from soil or groundwater to indoor air: Significance of unsaturated zone biodegradation of aromatic hydrocarbons. *Soil and Sediment Contamination* 11[4], 625-641.
- DiFilippo, E.L., Brusseau, M.L., 2008. Relationship between mass-flux reduction and source-zone mass removal: Analysis of field data. *Journal of Contaminant Hydrology* 98(1-2), 22-35.
- Ditlevsen, O., Madsen, H. O., 1996. *Structural Reliability Methods*. John Wiley & Sons, Chichester, UK. Internet Edition 2.3.7. July-September 2007. <http://www.web.mek.dtu.dk/staff/od/books.htm>.
- Doherty, J., 2005. PEST: software for model-independent parameter estimation. Water Mark Numerical Computing, Australia
- EA, 2004. Model Procedures for the Management of Land Contamination. UK Environment Agency, Contaminated Land Report 11.
- EEA (2007): Progress in management of contaminated sites. European Environment Agency.
- Einarson, M.D., Mackay, D.M., 2001. Predicting impacts of groundwater contamination. *Environmental Science and Technology* 35[3], 66A-73A.
- Enzenhoefer, R., Nowak, W., and Helmig, R., 2010. Using probabilistic well vulnerability criteria for a risk-based preventive drinking water safety concept. *Proceedings of Groundwater Quality 2010*. Zurich, Switzerland.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy, 2000.
- Falta, R.W., Basu, N., Rao, P.S., 2005a. Assessing impacts of partial mass depletion in DNAPL source zones: II. Coupling source strength functions to plume evolution. *Journal of Contaminant Hydrology* 79[1-2], 45-66.
- Falta, R.W., Javandel, I., Pruess, K., Witherspoon, P.A., 1989. Density-driven flow of gas in the unsaturated zone due to the evaporation of volatile organic compounds. *Water Resources Research* 25[10], 2159-2169.
- Falta, R.W., 2008. Methodology for comparing source and plume remediation alternatives. *Ground Water* 46[2], 272-285.

- Falta, R.W., Suresh Rao, P., Basu, N., 2005b. Assessing the impacts of partial mass depletion in DNAPL source zones: I. Analytical modeling of source strength functions and plume response. *Journal of Contaminant Hydrology* 78[4], 259-280.
- Feenstra, S., Cherry, J.A., Parker, B.L., 1996. Conceptual Models for the Behaviour of Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs) in the subsurface. In: Pankow, J.F., Cherry J.A. (Eds.), *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*. Waterloo Press, pp. 53-88.
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B. K., Jensen, J., Kasanas, H., Urzelai, A., Vegter, J. e., 1998. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Scientific Basis, LQM Press, Nottingham, Volume 1.
- Feyen, L., Beven, K.J., De Smedt, F., Freer, J., 2001. Stochastic capture zone delineation within the generalized likelihood uncertainty estimation methodology: Conditioning on head observations. *Water Resources Research* 37[3], 625-638. American Geophysical Union
- Feyen, L., Gomez-Hernandez, J.J., Ribeiro Jr, P.J., Beven, K.J., Smedt, F.D., 2003. A Bayesian approach to stochastic capture zone delineation incorporating tracer arrival times, conductivity measurements, and hydraulic head observations. *Water Resources Research* 39[5]
- Folketinget, 2004-2005. Forslag til Lov om ændring af lov om forurennet jord (udmøntning af kommunalreformen). Lovforslag nr. L 90.
- Fraser, M., Barker, J.F., Butler, B., Blaine, F., Joseph, S., Cooke, C., 2008. Natural attenuation of a plume from an emplaced coal tar creosote source over 14 years. *Journal of Contaminant Hydrology* 100(3-4), 101-115.
- Frind, E.O., Muhammad, D.S., Molson, J.W., 2002. Delineation of Three-Dimensional Well Capture Zones for Complex Multi-Aquifer Systems. *Ground Water* 40[6], 586. Blackwell Publishing Limited
- Frind, E.O., Molson, J.W., Rudolph, D.L., 2006. Well Vulnerability: A Quantitative Approach for Source Water Protection. *Ground Water* 44[5], 732-742. Blackwell Publishing Limited
- Fure, A.D., Jawitz, J.W., Annable, M.D., 2006. DNAPL source depletion: Linking architecture and flux response. *Journal of Contaminant Hydrology* 85(3-4), 118-140.
- Gaganis, P., Smith, L., 2008. Accounting for model error in risk assessments: Alternatives to adopting a bias towards conservative risk estimates in decision models. *Advances in Water Resources* 31(8), 1074-1086.
- GEO, 2008. Risikovurdering af forurenede lokaliteter indenfor oplandet til Ermelundsværket med inddragelse af sprækkeJAGG.
- Guyonnet, D., Come, B., Perrochet, P., Parriaux, A., 1999. Comparing two methods for addressing uncertainty in risk assessments. *Journal of Environmental Engineering* 125[7], 660-665. ASCE
- Hamed, M.M., Bedient, P.B., Conte, J.P., 1996a. Numerical stochastic analysis of groundwater contaminant transport and plume containment. *Journal of Contaminant Hydrology* 24(1), 1-24.
- Hamed, M.M., Bedient, P.B., Dawson, C.N., 1996b. Probabilistic modeling of aquifer heterogeneity using reliability methods. *Advances in Water Resources* 19(5), 277-295.

- Hamed, M.M., Conte, J.P., Bedient, P.B., 1995. Probabilistic Screening Tool for Ground-Water Contamination Assessment. *Journal of Environmental Engineering* 121[11], 767-775.
- Hamed, M.M., El-Beshry, M.Z., 2006. Application of first-order reliability method to modelling the fate and transport of benzene in groundwater. *International Journal of Environment and Pollution* 26[4], 327-346.
- Hatfield, K., Annable, M., Cho, J., Rao, P.S.C., Klammler, H., 2004. A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 75[3-4], 155-181.
- Herold, M., Ptak, T., Bayer-Raich, M., Wendel, T., Grathwohl, P., 2009. Integral quantification of contaminant mass flow rates in a contaminated aquifer: Conditioning of the numerical inversion of concentration-time series. *Journal of Contaminant Hydrology* 106(1-2), 29-38.
- Heuvelink, G.B.M., Brown, J.D., van Loon, E.E., 2007. A probabilistic framework for representing and simulating uncertain environmental variables. *International Journal of Geographical Information Science* 21(5), 497-513.
- Hill, M. C., Tiedeman, C. R., 2007. *Effective Groundwater Calibration*. Wiley: Hoboken, NJ..
- Hoeting, J.A., Madigan, D., Raftery, A.E., Volinsky, C.T., 1999. Bayesian model averaging: A tutorial. *Statistical Science* 14(4), 382-401.
- Hohener, P., Dakhel, N., Christophersen, M., Broholm, M., Kjeldsen, P., 2006. Biodegradation of hydrocarbons vapors: Comparison of laboratory studies and field investigations in the vadose zone at the emplaced fuel source experiment, Airbase Vaerlose, Denmark. *Journal of Contaminant Hydrology* 88(3-4), 337-358.
- Højberg, A.L., Refsgaard, J.C., 2005. Model uncertainty - Parameter uncertainty versus conceptual models. *Water Science and Technology* 52[6], 177-186.
- Jarsjö, J., Bayer-Raich, M., Ptak, T., 2005. Monitoring groundwater contamination and delineating source zones at industrial sites: Uncertainty analyses using integral pumping tests. *Journal of Contaminant Hydrology* 79[3-4], 107-134.
- Jawitz, J.W., Annable, M.D., Demmy, G.G., Rao, P.S.C., 2003. Estimating nonaqueous phase liquid spatial variability using partitioning tracer higher temporal moments. *Water Resources Research* 39(7).
- Jawitz, J.W., Fure, A.D., Demmy, G.G., Berglund, S., Rao, P.S.C., 2005. Groundwater contaminant flux reduction resulting from nonaqueous phase liquid mass reduction. *Water Resources Research* 41[10], W10408-1.
- Jury, W.A., Spencer, W.F., Farmer, W.J., 1983. Behavior assessment model for trace organics in soil: I. Model description. *Journal of Environmental Quality* 12[4], 558-564.
- Jørgensen, P.R., Klint, K. E., Mølgaard, M. R. & Holm, J., (2008) Sprække-JAGG - Regneark til risikovurdering af sprækker i moræner. *Teknik og Administration* Nr. 2 2008. Videncenter for Jordforurening.
- Kalbus, E., Schmidt, C., Bayer-Raich, M., Leschik, S., Reinstorf, F., Balcke, G.U., Schirmer, M., 2007. New methodology to investigate potential contaminant mass fluxes at the stream-aquifer interface by combining integral pumping tests and streambed temperatures. *Environmental Pollution* 148[3], 808-816.

- Kamath, R. K., Newell, C. J., Looney, B. B., Vangelas, K. M., Adamson, D. T., 2006. BIOBALANCE: A mass balance toolkit. For evaluating source depletion, competition effects, long-term sustainability, and plume dynamics. User's Manual. Groundwater Services Inc.
- Kao, C.M., Wang, Y.S., 2001. Field investigation of the natural attenuation and intrinsic biodegradation rates at an underground storage tank site. *Environmental Geology* 40[4-5], 622-631.
- Karapanagioti, H.K., Gaganis, P., Burganos, V.N., 2003. Modeling attenuation of volatile organic mixtures in the unsaturated zone: codes and usage. *Environmental Modelling and Software* 18[4], 329-337.
- Kennedy, C.A., Lennox, W.C., 1999. Screening model for the contamination of a well in a uniform flow field. *Water Resources Research* 35[9], 2871-2875. American Geophysical Union
- King, M.W.G., Barker, J.F., Devlin, J.F., Butler, B.J., 1999. Migration and natural fate of a coal tar creosote plume - 2. Mass balance and biodegradation indicators. *Journal of Contaminant Hydrology* 39[3-4], 281-307.
- Konikow, L.F., Bredehoeft, J.D., 1992. Groundwater Models Cannot be Validated. *Advances in Water Resources* 15(1), 75-83.
- Kubert, M., Finkel, M., 2006. Contaminant mass discharge estimation in groundwater based on multi-level point measurements: A numerical evaluation of expected errors. *Journal of Contaminant Hydrology* 84(1-2), 55-80.
- Kumar, V., Schuhmacher, M., Garcia, M., 2006. Integrated fuzzy approach for system modeling and risk assessment.
- Lahvis, M.A., Baehr, A.L., Baker, R.J., 1999. Quantification of aerobic biodegradation and volatilization rates of gasoline hydrocarbons near the water table under natural attenuation conditions. *Water Resources Research* 35(3), 753-765.
- Lemke, L., Bahrou, A., 2009. Partitioned multiobjective risk modeling of carcinogenic compounds in groundwater. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 23(1), 27-39.
- Lemming, G., Friis-Hansen, P., Bjerg, P.L., 2010. Risk-based economic decision analysis of remediation options at a PCE-contaminated site. *Journal of Environmental Management* 91(5), 1169-1182.
- Matott, L.S., Babendreier, J.E., Purucker, S.T., 2009. Evaluating uncertainty in integrated environmental models: A review of concepts and tools. *Water Resources Research* 45.
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W., 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations. Modelling Techniques Book 6, Chapt. A1. U.S. Geological Survey
- McGuire, T.M., Mcdade, J.M., Newell, C.J., 2006. Performance of DNAPL source depletion technologies at 59 chlorinated solvent-impacted sites. *Ground Water Monitoring and Remediation* 26(1), 73-84.
- McKnight, U.S., Funder, S.G., Rasmussen, J.J., Finkel, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L., 2010. An integrated model for assessing the risk of TCE groundwater contamination to human receptors and surface water ecosystems. *Ecological Engineering* (in press).

- Mendoza, C.A., Frind, E.O., 1990. Advective-Dispersive Transport of Dense Organic Vapors in the Unsaturated Zone .1. Model Development. *Water Resources Research* 26(3), 379-387.
- Miljøministeriet, 2008. Kortlægning på baggrund af eksisterende data (Fase 1). Område 2bc: Mølleåen og Bagsværd. Miljøcenter Roskilde.
- Miljøstyrelsen 1995. Vejledning nr. 4: Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser.
- Miljøstyrelsen, 1996. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, bind 1 og 2. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 20, 1996.
- Miljøstyrelsen, 1998. Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1998.
- Miljøstyrelsen, 2002. Pesticider og vandværker. Udredningsprojekt om BAM-forurening Hovedrapport. HOH Vand og Miljø A/S, GEO, DTU Institut for Miljø og Ressourcer, KU Geologisk Institut og Danmarks Jordbrugsforskning.
- Miljøstyrelsen, 2004a. GEOPROC – edb program til vurdering af geokemiske processer. Miljøprojekt nr. 883, 2004. Henrik Aktor, AKTOR innovation.
- Miljøstyrelsen, 2004b. Økonomisk vurdering af forskellige strategier til at imødegå BAM-problemer på vandværker. Miljøprojekt nr. 915, 2004.
- Miljøstyrelsen, 2007. Pesticidtruslen mod grundvandet fra pesticidpunktkilder på oplandsskala. Miljøprojekt nr. 1152, 2007. Niras og Danmarks Jordbrugsforskning.
- Miljøstyrelsen, 2009a. Redegørelse om jordforurening 2007. Depotrådet, Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen, 2009b. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Opdateret oktober 2009.
- Miljøstyrelsen, 2009c. JAG G - regneark til risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand (ver. 1.5). Online: [http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/EDB-vaerktoejer+til+vurdering+af+jord/JAG G-programmet/](http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/EDB-vaerktoejer+til+vurdering+af+jord/JAG+G-programmet/)
- Miljøstyrelsen, 2010a. Udkast til redegørelse om jordforurening 2008. Depotrådet, Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen, 2010b. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Opdateret 21. juni 2010.
- Miljøstyrelsen, 2010c. Strategier overfor pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder – lokalitetsundersøgelser for pesticider i grundvand. Udarbejdet af Niras. Endnu ikke udgivet.
- Miljøstyrelsen, 2010d. Undersøgelse af pesticidpunktkilder – introduktion. Udarbejdet af Orbicon. Endnu ikke udgivet.
- Miljøstyrelsen, 2011. Fastlæggelse af oprensningskriterier for grundvandstruende forureninger. Igangværende teknologiudviklingsprojekt varetaget af Region Syddanmark i samarbejde med Orbicon og DTU Miljø.
- Naturstyrelsen og Region Hovedstaden, 2011. Fluxberegninger og risikovurdering på oplandsskala i grundvandskortlægningsområdet Mølleå (under udarbejdelse). Udføres af Orbicon.

- Neuman, S.P., 2002. Accounting for conceptual model uncertainty via maximum likelihood Bayesian model averaging. IAHS-AISH Publication [277], 303-313.
- Neuman, S. P., Wierenga, P. J., 2003. A comprehensive strategy of hydrogeologic modeling and analysis for nuclear facilities and sites. University of Arizona, Rep. NUREG/CR-6805.
- Newell, C.J., Cowie, I., McGuire, T.M., McNab, W.W., 2006. Multiyear temporal changes in chlorinated solvent concentrations at 23 monitored natural attenuation sites. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 132(6), 653-663.
- Newell, C.J., McLeod, R.K., Gonzales, J.R., 1996. BIOSCREEN - Natural Attenuation Decision Support System. User's Manual Version 1.4. US Environmental Protection Agency. US Environmental Protection Agency
- Nichols, E.M., 2004. In a state of (mass) flux. *Ground Water Monitoring and Remediation* 24(3),
- Nobre, R.C.M., Rotunno, O.C., Mansur, W.J., Nobre, M.M.M., Cosenza, C.A.N., 2007. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology* 94(3-4), 277-292.
- Overheu, N., Trolborg, M., Tuxen, N., Flyvbjerg, J., Østergaard, H., Jensen, C.B., Binning, P.J., Bjerg, P.L., 2010. Risk-based prioritisation of point sources through Assessment of the Impact on a Water Supply. *In* Red Book of Groundwater Quality 2010. Zurich, Switzerland. IAHS Press.
- Pagh, Peter, 2000. Jordforureningsloven med kommentarer. Thomson GadJura.
- Park, E., Parker, J.C., 2005. Evaluation of an upscaled model for DNAPL dissolution kinetics in heterogeneous aquifers. *Advances in Water Resources* 28[12], 1280-1291.
- Parker, J.C., 2003. Physical processes affecting natural depletion of volatile chemicals in soil and groundwater. *Vadose Zone Journal* 2(2), 222-230.
- Parker, J.C., Park, E., 2004. Modeling field-scale dense nonaqueous phase liquid dissolution kinetics in heterogeneous aquifers. *Water Resources Research* 40[5], W051091-W0510912.
- Pasteris, G., Werner, D., Kaufmann, K., Hohener, P., 2002. Vapor phase transport and biodegradation of volatile fuel compounds in the unsaturated zone: A large scale lysimeter experiment. *Environmental Science & Technology* 36(1), 30-39.
- Ravi, V., Johnson, J. A., 1997. VLEACH - A One-Dimensional Finite Difference Vadose Zone Leaching Model. Version 2.2. U.S. EPA Robert S. Kerr Environmental research Laboratory, Ada OK
- Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Brown, J., van der Keur, P., 2006. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Advances in Water Resources* 29[11], 1586-1597.
- Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Højberg, A.L., Vanrolleghem, P.A., 2007. Uncertainty in the environmental modelling process - A framework and guidance. *Environmental Modelling and Software* 22[11], 1543-1556.
- Region Hovedstaden og Region Sjælland, 2010. Koncept for Risikobaseret Prioritering af Punktkilder (KRIPP) rev. 1.1.1. Orbicon, januar 2010.
- Region Hovedstaden, 2009. Risikovurdering og prioritering af punktkilder i Birkerød. Orbicon, august 2009.

- Region Sjælland, 2010. Risikovurdering og prioritering af punktkilder i Haslev by. Orbicon, januar 2010.
- Region Syddanmark og Region Hovedstaden, 2007. Erfaringstal fra opgørelse udført af regionernes medarbejdere.
- Region Zealand, 2010. Risk assessment and prioritisation of point sources in Haslev. Composed by Orbicon A/S for Region Zealand (in Danish)
- Reilly, T.E., Pollock, D.W., 1996. Sources of water to wells for transient cyclic systems. *Ground Water* 34(6), 979-988.
- Riva, M., Guadagnini, L., Guadagnini, A., Ptak, T., Martac, E., 2006. Probabilistic study of well capture zones distribution at the Lauswiesen field site. *Journal of Contaminant Hydrology* 88(1-2), 92-118.
- Rojas, R., Feyen, L., Dassargues, A., 2008. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging. *Water Resources Research* 44(12).
- Rojas, R., Feyen, L., Dassargues, A., 2009. Sensitivity analysis of prior model probabilities and the value of prior knowledge in the assessment of conceptual model uncertainty in groundwater modelling. *Hydrological Processes* 23(8), 1131-1146.
- Rupert, M.G., 2001. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. *Ground Water* 39(4), 625-630.
- Saltelli, A., Chan, K., Scott, M., 2000. *Sensitivity Analysis*. John Wiley & Sons, New York.
- Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F., 2006. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. *Reliability Engineering & System Safety* 91(10-11), 1109-1125.
- Secunda, S., Collin, M.L., Melloul, A.J., 1998. Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region. *Journal of Environmental Management* 54(1), 39-57.
- Shan, C., Stephens, D.B., 1995. An Analytical Solution for Vertical Transport of Volatile Chemicals in the Vadose Zone. *Journal of Contaminant Hydrology* 18(4), 259-277.
- Sobol, I.M., 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation* 55(1-3), 271-280.
- Soga, K., Page, J.W.E., Illangasekare, T.H., 2004. A review of NAPL source zone remediation efficiency and the mass flux approach. *Journal of Hazardous Materials* 110[1-3], 13-27.
- Sohn, M.D., Small, M.J., Pantazidou, M., 2000. Reducing uncertainty in site characterization using Bayes Monte Carlo methods. *Journal of Environmental Engineering* 126[10], 893-902. ASCE
- Somaratne, N. and Ashman, G., 2007. Risk-based approach to groundwater and wellfield protection in South Australia. pp. 383.
- Sonnenborg, T.O., Engesgaard, P., Rosbjerg, D., 1996. Contaminant transport at a waste residue deposit .1. Inverse flow and nonreactive transport modeling. *Water Resources Research* 32(4), 925-938.

- Spear, R.C., Hornberger, G.M., 1980. Eutrophication in Peel Inlet .2. Identification of Critical Uncertainties Via Generalized Sensitivity Analysis. *Water Research* 14(1), 43-49.
- Spence, L.R., 2001. RISC4. User's Manual. Spence Engineering and BP Oil ltd. Spence Engineering and BP Oil ltd.
- Stauffer, F., Guadagnini, A., Butler, A., Franssen, H.J.H., Wiel, N.V.D., Bakr, M., Riva, M., Guadagnini, L., 2005. Delineation of Source Protection Zones Using Statistical Methods. *Water Resources Management* 19[2], 163-185. Kluwer Academic Publishers
- Strebelle, S., 2002. Conditional simulation of complex geological structures using multiple-point statistics. *Mathematical Geology* 34(1), 1-21.
- Suthersan, S., Divine, C., Quinnan, J., Nichols, E., 2010. Flux-Informed Remediation Decision Making. *Ground Water Monitoring and Remediation* 30(1), 36-45.
- Tait, N.G., Davison, R.M., Leharne, S.A., Lerner, D.N., 2008. Borehole Optimisation System (BOS) - A case study assessing options for abstraction of urban groundwater in Nottingham, UK. *Environmental Modelling & Software* 23(5), 611-621.
- Tait, N.G., Davison, R.M., Whittaker, J.J., Leharne, S.A., Lerner, D.N., 2004a. Borehole Optimisation System (BOS) - A GIS based risk analysis tool for optimising the use of urban groundwater. *Environmental Modelling and Software* 19[12], 1111-1124.
- Tait, N.G., Lerner, D.N., Smith, J.W.N., Leharne, S.A., 2004b. Prioritisation of abstraction boreholes at risk from chlorinated solvent contamination on the UK Permo-Triassic Sandstone aquifer using a GIS. *Science of the Total Environment* 319[1-3], 77-98.
- Thornton, S.F., Lerner, D.N., Banwart, S.A., 2001. Assessing the natural attenuation of organic contaminants in aquifers using plume-scale electron and carbon balances: model development with analysis of uncertainty and parameter sensitivity. *Journal of Contaminant Hydrology* 53(3-4), 199-232.
- Tiedeman, C., Gorelick, S.M., 1993. Analysis of Uncertainty in Optimal Groundwater Contaminant Capture Design. *Water Resources Research* 29(7), 2139-2153.
- Troldborg, L., Refsgaard, J.C., Jensen, K.H., Engesgaard, P., 2007. The importance of alternative conceptual models for simulation of concentrations in a multi-aquifer system. *Hydrogeology Journal* 15[5], 843-860. Springer-Verlag
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., Bjerg, P.L., 2008. Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology* 101(1-4), 14-28.
- Troldborg, M., Binning, P.J., Nielsen, S., Kjeldsen, P., Christensen, A.G., 2009. Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites. *Journal of Contaminant Hydrology* 105, 28-37.
- Troldborg, M., 2010. Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD Thesis, DTU Miljø.
- Troldborg, M., Nowak, W., Tuxen, N., Bjerg, P.L., Helmig, R., Binning, P.J., 2010. Uncertainty evaluation of mass discharge estimates from a contaminated site using a fully Bayesian framework. (submitted) .
- Tuxen, N., Ejlskov, P., Albrechtsen, H.J., Reitzel, L.A., Pedersen, J.K., Bjerg, P.L., 2003. Application of Natural Attenuation to Ground Water Contaminated by

Phenoxy Acid Herbicides at an Old Landfill in Sjoelund, Denmark. *Ground Water Monitoring and Remediation* 23[4], 48-58.

Tuxen, N., Troldborg, M., Binning, P. J., Kjeldsen, P. & Bjerg, P. L., 2006. Risikovurdering af punktkilder. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet & Københavns Amt. Kgs. Lyngby. Risk assessment of point sources (RAP). Københavns Amt, Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark, Available at <http://sara.er.dtu.dk/> (in Danish).

Tuxen, N., Troldborg, M., Binning, P. J., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., 2006.

Tuxen, N., Larsen, L. C., Troldborg, M., Binning, P. J., Bjerg, P. L., 2008. Re-evaluation of existing investigations, Rundforbivej 176 (in Danish). Region Hovedstaden, Orbicon A/S

Unlu, K., Kemblowski, M.W., Parker, J.C., Stevens, D., Chong, P.K., Kamil, I., 1992. A Screening Model for Effects of Land-Disposed Wastes on Groundwater Quality. *Journal of Contaminant Hydrology* 11(1-2), 27-49.

Unlu, K., Parker, J.C., Chong, P.K., 1995. Comparison of three uncertainty-analysis methods to assess impacts on groundwater of constituents leached from land-disposed waste. *Hydrogeology Journal* 3(2).

US EPA, 2003. The DNAPL Remediation Challenge: Is There a Case for Source Depletion? Expert Panel on DNAPL remediation. In: Kavanaugh, M. C. and Rao, P. S. C. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-03/143.

Vassolo, S., Kinzelbach, W., Schaefer, W., 1998. Determination of a well head protection zone by stochastic inverse modelling. *Journal of Hydrology (Amsterdam)* 206[3-4], 268-280.

Volkova, E., Iooss, B., Van Dorpe, F., 2008. Global sensitivity analysis for a numerical model of radionuclide migration from the RRC "Kurchatov Institute" radwaste disposal site. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 22(1), 17-31.

von Krauss, M.K., Van Asselt, M.B.A., Henze, M., Ravetz, J., Beck, M.B., 2005. Uncertainty and precaution in environmental management. *Water Science and Technology* 52(6), 1-9.

von Krauss, M.P.K., 2005. Uncertainty in policy relevant sciences. PhD thesis, Institute of Environment and Resources, DTU

von Krauss, M.P.K., Janssen, P.H.M., 2005. Using the W&H integrated uncertainty analysis framework with non-initiated experts. *Water Science and Technology* 52(6), 145-152.

Walden, T., 2005. Risk Assessment in Soil Pollution: Comparison Study. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 4[3], 87-113. Kluwer Academic Publishers.

Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J.P., Van Asselt, M.B.A., Janssen, P., Kreyer von Krauss, M.P., 2003. Defining uncertainty. A conceptual basis for uncertainty management in modelbased decision support. *Integrated Assessment* 4[1], 5-17.

Weissmann, G.S., Carle, S.F., Fogg, G.E., 1999. Three dimensional hydrofacies modeling based on soil surveys and transition probability geostatistics. *Water Resources Research* 35(6), 1761-1770.

- Worrall, F., Besien, T., 2005. The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. *Journal of Hydrology* 303(1-4), 92-107.
- Worrall, F., Kolpin, D.W., 2003. Direct assessment of groundwater vulnerability from single observations of multiple contaminants. *Water Resources Research* 39(12).
- Yeh, W.W.G., 1986. Review of Parameter-Identification Procedures in Groundwater Hydrology - the Inverse Problem. *Water Resources Research* 22(2), 95-108.
- Zadeh, L.A., 2005. Toward a generalized theory of uncertainty (GTU) - an outline. *Information Sciences* 172(1-2), 1-40.
- Zhang, K.J., Li, H., Achari, G., 2009. Fuzzy-stochastic characterization of site uncertainty and variability in groundwater flow and contaminant transport through a heterogeneous aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology* 106(1-2), 73-82.
- Zhu, J., Sykes, J.F., 2004. Simple screening models of NAPL dissolution in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 72[1-4], 245-258.

Appendiks A

Eksisterende værktøjer til risikovurdering og fluxbestemmelser på lokal skala

1. Introduction

Risk assessments of groundwater contamination from point sources are traditionally conducted at a local scale. Figure A.1 shows a conceptual model for local scale risk assessment of groundwater contamination from a point source located in the unsaturated zone. Two specific source-groundwater pathways are generally considered:

- 1) Downward vertical transport of contaminants through the unsaturated zone to the groundwater table.
- 2) Horizontal transport of contaminants in groundwater

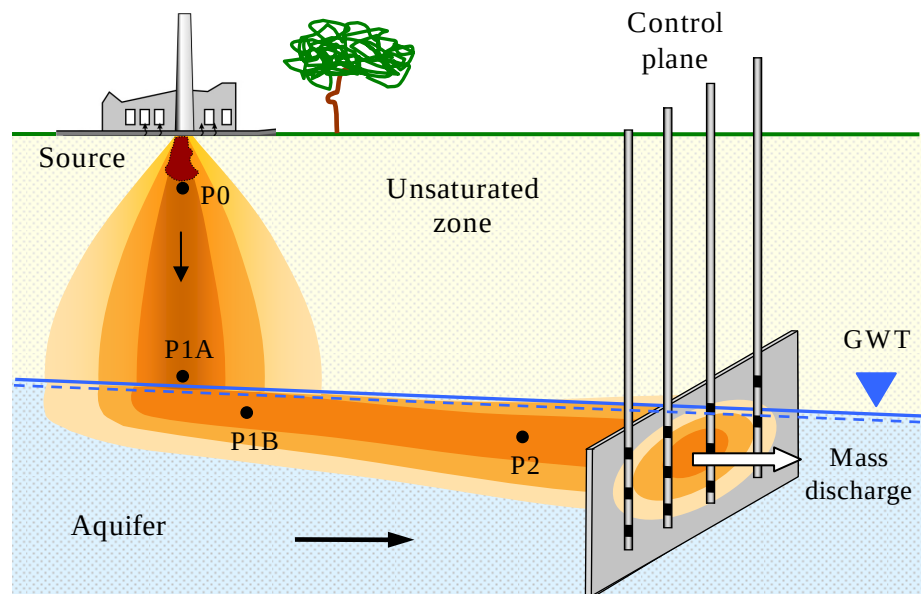


Figure A.1: General conceptual model for risk assessment of groundwater contamination from a point source at local scale. Different points of compliance (P1A, P1B and P2) are indicated representing common outputs of a risk assessment. An estimation of the mass discharge through a control plane is also a commonly applied measure of risk. Note that the location of P2 and the control plane are only indicative. The location of P2 varies among specific risk assessment models, while the control plane position usually is site-specifically determined.

These pathways involve transport and fate in water, air and soil, and also free phase transport for specific types of contaminants. The pathways included depend on the location of the source and in some cases the vertical transport pathway in the unsaturated zone might be excluded.

The output of a local scale risk assessment usually consists of the prediction of contaminant concentration levels in groundwater at a point of compliance

(see Fig. A.1). These concentrations should then comply with generic standards that usually are expressed as a contaminant-specific maximum concentration level (MCL). If the concentrations do not comply with these standards, the point source is said to be a risk. However, recent literature has questioned whether the use of concentrations should comprise the sole measure of risk (Einarson and Mackay, 2001; Nichols, 2004; US EPA, 2003) and there is now a growing consensus among regulatory agencies and technical groups to use estimates of mass discharge as supplemental measure in risk assessment and remediation design at contaminated sites (Basu et al., 2006).

2. Mass discharge

Recent literature suggests using estimates of the mass discharge (M/T) as a supplement to predicted concentrations, when assessing the impact that a point source has on groundwater (e.g. Einarson and Mackay, 2001; Feenstra et al., 1996; Nichols, 2004; US EPA, 2003). The mass discharge (MD) is defined as the contaminant mass per unit time that migrates across a hypothetical control plane located downstream of the source and perpendicular to the mean groundwater flow (cf. Fig. A.1). It is calculated by integrating the contaminant concentration and the groundwater flow over the area A of the control plane:

$$MD = \int_A \mathbf{n}_A \cdot \mathbf{q} C dA \quad (1)$$

where $\mathbf{n}_A$ is a unit vector normal to the control plane, and $\mathbf{q}$ and C are the darcy flux field and concentration field at the control plane, respectively.

The mass discharge is a dynamic measure of the total contaminant impact from a given source and has found many useful applications in the literature. Mass discharge estimates have for example been found valuable for the assessment of natural attenuation rates in plumes (e.g. Basu et al., 2006; Bockelmann et al., 2001; 2003; Kao and Wang, 2001; King et al., 1999) and for evaluating the potential impact on down-gradient receptors (e.g. Trolldborg et al., 2008; Einarson and Mackay, 2001; Feenstra et al., 1996; Kalbus et al., 2007). The coupling of estimates of the mass discharge and the source mass has furthermore gained considerable research attention over the past decade, especially for DNAPL sources (e.g. Basu et al., 2008; Christ et al., 2006; Falta et al., 2005b; Park and Parker, 2005; Parker and Park, 2004; Zhu and Sykes, 2004). This coupling is essentially a mass balance approach and is found valuable for estimating the source longevity and long-term impact on groundwater, assessing remediation timeframes and evaluating the benefits of source zone remediation (e.g. Falta, 2008; Jawitz et al., 2005; Soga et al., 2004).

Different methods for determining the mass discharge in the field exist. These have the common feature that the mass discharge is determined through a control plane of wells established downstream of the source and perpendicular to the overall water flow. In order to estimate the total mass discharge it is important that the wells are located in such way that the plume is fully covered. The most commonly applied method is the multilevel sampling approach, where the mass discharge is estimated from measurements of contaminant concentration and flow rate at a number of points in a multi-level sampling network (Kao and Wang, 2001; King et al., 1999; Soga et al., 2004; Tuxen et al., 2003). Other notable approaches for mass discharge estimation

are: the passive flux meter that aims at measuring the mass flux at each monitoring point directly using a permeable sorptive unit (Annable et al., 2005; De Jonge and Rothenberg, 2005; Hatfield et al., 2004), and the integral pumping test that determines the mass discharge from an inversion of concentration-series measured over time in the water pumped from pumping wells installed along the control plane (e.g. Bauer et al., 2004; Bockelmann et al., 2001; 2003; Herold et al., 2009; Jarsjö et al., 2005)

The multi-level sampling and the integral pumping test approach provide a snapshot of the mass discharging through the control plane, while the passive flux meter approach provides a time-integrated mass discharge estimate and thus are less prone to temporal concentration variations. The methods have different advantages and drawbacks; which approach is the best depends on the site conditions, the project objectives and budgetary limitations (Suthersan et al., 2010). The different approaches have been compared in different studies and are generally found to yield comparable estimates of the mass discharge (Bockelmann et al., 2003; e.g. Brooks et al., 2008; Kubert and Finkel, 2006; Tuxen et al., 2006)

A range of model tools have furthermore been developed for estimating the mass discharge. Generally, these tools calculate the mass discharge from information about water flow, source area, source mass and concentration levels. Some of these models will be examined in the next section.

A limitation of using mass discharge in the assessment of point sources is that these estimates can be prone to rather large uncertainties as they integrate uncertain distributions of both concentration and water flow (Nichols, 2004). A flux-based risk assessment generally requires a well characterised site with many data to obtain a reliable mass discharge estimate and so mass discharge estimates are more likely to be employed at later stages in a risk assessment. Furthermore, while a concentration-based risk assessment is easily related to limit values and thus can support decision-making this is presently not as straightforward for a flux-based risk assessment. Flux-based risk assessments might therefore be less easy for the public to understand.

3. Models for risk assessment at local scale

Where receptors are not directly exposed to contaminants, the risk assessment will have to be based on a prediction of the risk. This relies on an understanding of how risks might occur and often involves the use of modelling. A large number of risk assessment tools exist for simulating and evaluating the impact from a contaminated site on groundwater. The complexity of these models range from simple screening tools to more advanced numerical transport models (ASTM, 1999; Walden, 2005). The complexity usually depends on the purpose of the model and the stage in risk assessment it is developed for.

Regardless of model complexity, the real-world system can only be represented approximately by a model. In order to do modelling and predictions it is necessary to simplify the system in question. The simplification is done through conceptualization, where the most important site-specific features and dominant processes are identified. Every model has its foundation in a conceptual model. The formulation of conceptual models for the contaminated sites is a key issue of risk assessments, and supports the identification and assessment of pollutant linkages (EA, 2004). The conceptual model can

be defined as a hypothesis for how a system or process operates and is based on the subjective judgment by the analyst. The conceptual model can be expressed quantitatively as a mathematical model (analytical or numerical) through which the appropriateness of the conceptual model can be tested by comparing model simulations to field observations (Bjerg et al., 2009; Bredehoeft, 2005; Konikow and Bredehoeft, 1992).

Table A.1: Models for local scale risk assessment

Models for assessing the contaminant impact on groundwater at local scale	ⁱ⁾ JAGG	ⁱⁱ⁾ BIOCHLOR BIOSCREEN	ⁱⁱⁱ⁾ RISC 4	^{iv)} ConSim	^{v)} BIOBALANCE	^{vi)} Rome	Trolborg et al. (2008)	Trolborg et al., (2009)
General								
Aim/output: Concentration in point (CP) Natural attenuation (NA) Mass reduction (MR) Mass discharge (MD) Effect of remediation (ER)	CP	CP NA MR MD	CP NA MR MD	CP NA MR MD	CP NA MR MD ER	CP NA	MR MD	CP NA
Stationary (S), Transient (T)	S	S T	S T	S T	S T	S	S T	S T
Data base	X		X	X		X		
Built-in uncertainty analysis			X	X				
Source								
Number of source modules	2	1	3	2	2	4	2	2
Source strength function: Continuous (C), Decaying (D), Pulse (P), User specified (U)	C	C D	C D P	C D U	C D	C	C D	C
Residual NAPL phase			X	X	X	(X)	X	
Unsaturated zone								
Infiltration	X		X	X	X	X	X	X
Diffusion in gas								3D
Dispersion in water			1D	1D				3D
Degradation			X	X			X	X
Sorption			X	X		X	X	X
Fracture				X				
Saturated zone								
Advection (1D)	X	X	X	X	X	X	X	
Hydrodynamic dispersion	1D	3D	3D	2D	3D	3D		
Degradation: First order (F) Sequential (S) Competition (C) Degradation zones (Z)	F	F S C Z	F	F	F C	F	F S Z	
Sorption	X	X	X	X	X	X	X	
Mixing depth	0.25 m	User input	Calc	Calc	User input	Calc	User input	

i) JAGG is the risk assessment tool developed by the Danish EPA

ii) BIOSCREEN (Newell et al., 1996) and BIOCHLOR (Aziz et al., 2000) developed by the US EPA

iii) RISC4 is a commercial risk assessment model (Spence, 2001)

iv) ConSim is a commercial model developed for the UK Environment Agency (Davison and Hall, 2003)

v) BioBalance is a freeware from Groundwater Services Inc. (Kamath et al., 2006)

vi) ROME is developed by the Italian National Agency for Protection of the Environment (ANPA, 2002)

Table A.1 presents a selection of models considered useful for risk assessments of groundwater contamination at local scale. Numerical models have deliberately been excluded. The table gives an overview of the features included in these widely used models. These models all use site-specific information regarding released amounts of contaminant, geology, hydrogeology etc. to calculate the resulting concentrations in groundwater. Because the main focus is on concentration in a migrating plume or at some downstream receptor point, the risk is very dependent on processes like advection, dispersion, degradation, sorption and equilibration reactions. However, most of the tools also aim at quantifying the mass discharge over time from the source.

Source models

The models presented in Table A.1 differ in how the source zone is or can be represented. Some of the models allow the selection of different source modules. For example, RISC4 (Spence, 2001) and ConSim (Davison and Hall, 2003) are capable of simulating transport of contaminants from a point source located in either the unsaturated zone or the saturated zone, while BIOSCREEN (Newell et al., 1996) and BIOCHLOR (Aziz et al., 2000) only consider a source in the saturated zone.

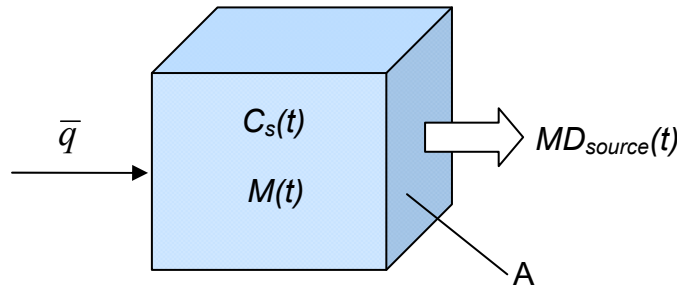


Figure A.2: Simple conceptual source model

In many cases the source zone is conceptualised as a box (Fig. A.2), where the complex contaminant source distribution is described by up-scaled or effective parameters. Analytical expressions for describing the leaching from the source zone with time (source strength functions) can then be derived. The tools in Table A.1 include different source strength functions. For example, RISC4 allows the impact from an instantaneous pulse release of contaminants to be simulated. All the models can simulate the effect of having a continuous source zone concentration, C_0 , resulting in a constant mass discharge, MD_{source} , leaving the source with time:

$$MD_{source} = A \cdot \bar{q} \cdot C_0 \quad (2)$$

where A is the source area perpendicular to the overall water flow direction and $\bar{q}$ is the effective Darcy flow rate through the source zone. An implication of applying this simple leaching description in a risk assessment is that the output eventually will become stationary (assuming steady flow conditions as well). For point of compliance-based risk assessments this means that a stakeholder often only needs to evaluate a single value (the steady-state concentration) in order to assess the risk, which can appear attractive from a practical point of view. The limitation of using Eq. (2) as a source term in a risk assessment is, however, that it relies on the assumption of an infinite source mass and thus does not allow for an estimation of the duration of the con-

taminant impact, which generally is considered an important output in a risk assessment.

Most of the tools in Table A.1 are also capable of simulating source decay as a result of the contaminant mass leaching from the source. The decrease in source mass, $\mathbf{M}$, as a function of time is usually described as:

$$\frac{dM}{dt} = -A \cdot \bar{q} \cdot C_s(t) \quad (3)$$

where $\mathbf{C}_s(t)$ is the effective transient concentration leaving the source zone. Some authors include an additional term to Eq. (3) to account for source decay due to for example degradation (e.g. Falta, 2008; Trolborg et al., 2008). Degradation in the source zone is often expected to be much smaller than the leaching out of the source (Eq. 3), but could be significant when investigating the long-term leaching (Falta et al., 2005b).

Different analytical expressions have been proposed to describe how the out-flow concentration relates to the source mass and the water flow through the source. Notable analytical expressions are presented in the Table A.2. The Power Law Model is a widely used expression for relating the source strength to the source mass (Basu et al., 2008; e.g. Zhu and Sykes, 2004) and is given by:

$$\frac{C_s(t)}{f_c S} = \left(\frac{M(t)}{M_0} \right)^\Gamma \quad (4)$$

where $\mathbf{S}$ is the aqueous solubility of the compound, f_c is the ratio between the initial effective concentration, $\mathbf{C}_s(t=0)$ and the aqueous solubility, $\mathbf{M}_0$ is the initial source mass and Γ is an empirical fitting parameter that accounts for the variability in both the source zone distribution and the flow field. The relationship between source concentration and mass is non-linear for all values of Γ , except 0 and 1. Generally it is found that $\Gamma > 1$ for low-permeability zones, while $\Gamma < 1$ for high permeability zones with good contact between advecting water and the contamination (Falta et al., 2005a; Falta et al., 2005b). However, many field cases have indicated that a Γ value of 1 seems appropriate (e.g. McGuire et al., 2006; Newell et al., 2006).

By combining Eq. (3) and (4), Falta et al. (2005a) derive closed-form analytical solutions for $\mathbf{C}_s(t)$, $\mathbf{M}(t)$ and the mass discharge $\mathbf{MD}_{source}(t)$ over time for different values of Γ . To describe the dissolution from a source, most of the tools presented in Table A.1 employ Eq. (4) with $\Gamma = 1$ to indicate a linear equilibrium between the mass and concentration. An exponentially decaying source mass and mass discharge is then obtained:

$$MD_{source}(t) = A \cdot \bar{q} \cdot S \cdot f_c \exp(-k_s t) \quad (5)$$

with $\mathbf{k}_s$ being the first-order source decay given by:

$$k_s = \frac{q \cdot A \cdot f_c \cdot S}{M_0} = \frac{q \cdot A \cdot C_0}{M_0} \quad (6)$$

This approach for describing the leaching from a source zone was also applied in Trolldborg et al. (2008). However, instead of using a single box to represent the source zone, they suggested a modular leaching model consisting of coupled reactors each representing different compartments of the source. The idea is that the reactors are assembled to represent the source zone as well as possible, depending on the specific site and the data availability. When more data are available, a more detailed model can be justified. The leaching model by Trolldborg et al. (2008) was further developed to account for presence of a residual NAPL phase in the source zone. The leaching from an area containing residual phase was modelled by setting $\Gamma = 0$ leading to a constant mass discharge leaving the source. The mass discharge was assumed to remain constant for as long as residual phase is present in the source after which Γ is again equal to 1 and the mass discharge decreases exponentially.

BioBalance includes a similar leaching model, where the mass discharge is assumed constant until 50% of the source mass has been depleted (Kamath et al., 2006). Arey & Gschwend (2005) present a source model that describes the leaching of contaminants to groundwater from a LNAPL pool on top of the groundwater table, which is based on Eq. (5), but where the transverse area, A , is calculated based on dispersion-induced vertical mixing.

Parker & Park (2004) present a leaching model based on the estimation of an effective Damkohler number, which represents the ratio between hydraulic residence time and the mass transfer reaction time. Their Damkohler model is given in Table A.2 (Basu et al., 2008; Parker and Park, 2004). The Damkohler number ($=K_{eff}L/\bar{q}$) depends on the effective mass transfer coefficient k_{eff} , which again depends on the empirical parameters k_o , β_1 and β_2 . β_1 expresses the rate-limited dissolution depending on the contact time between the contaminant phase and the advecting water, while β_2 describes the mass depletion and depends on the flow field, the source architecture and the correlation between the two (Basu et al., 2008; Parker and Park, 2004).

In the Equilibrium Streamtube Model the source zone is conceptualised as a collection of non-interacting streamtubes, where the heterogeneity of the flow field and the source (DNAPL) distribution within the streamtubes is described through a reactive travel time parameter, τ (Basu et al., 2008; Jawitz et al., 2005). τ represents the time at which a given streamtube is depleted of contaminant mass for a specific set of dissolution conditions and contaminant properties (Basu et al., 2008). For the Equilibrium Streamtube Model expression presented in Table A.2 it is assumed that τ follows a log-normal distribution, where the mean ($\mu_{\ln\tau}$) and standard deviation ($\sigma_{\ln\tau}$) of $\ln\tau$ are considered to be fitting variables.

In order to evaluate the ability of the different source models to simulate leaching from sources (especially containing DNAPL), several studies have tested them on synthetic cases based on numerical multi-phase modelling (Basu et al., 2008; e.g. Christ et al., 2006; Parker and Park, 2004), while fewer experimental applications are available especially in the field (Fraser et al., 2008; Fure et al., 2006; King et al., 1999).

Table A.2: Selected source zone leaching models

Source model	Expression	Reference	Application
Damkohler Model	$\frac{C_s(t)}{C_0} = 1 - \exp\left(-\frac{k_{eff}L}{\bar{q}}\right)$ where $k_{eff} = k_0 \left(\frac{\bar{q}}{\bar{K}_s}\right)^{\beta_1} \left(\frac{M(t)}{M_0}\right)^{\beta_2}$	Parker & Park (2004) Basu et al. (2008)	Developed mainly for DNAPL dissolution
Power Law Model	$\frac{C_s(t)}{f_c S} = \left(\frac{M(t)}{M_0}\right)^\Gamma$	Falta et al. (2005b) Zhu & Sykes (2004) Trolborg et al. (2008) Fraser et al. (2008) Arey & Gschwend (2005)	Mainly used for dissolution of DNAPL, but also LNAPL and creosote
Equilibrium Streamtube Model	$\frac{C_s(t)}{f_c S} = \frac{1}{2} - \frac{1}{2} \operatorname{erf}\left(\frac{\ln t - \mu_{\ln \tau}}{\sigma_{\ln \tau} \sqrt{2}}\right)$	Jawitz et al. (2003; 2005) Basu et al. (2008)	Developed mainly for DNAPL dissolution

C_s : average solute concentration leaving source zone.
 C_0 : initial solute source zone concentration.
 K_{eff} : effective mass transfer coefficient.
 f_c : fraction between initial source zone concentration and aqueous solubility.
 $\bar{K}_s$: effective saturated hydraulic conductivity of the source.
 M : contaminant source mass. M_0 : Initial contaminant source mass.
 S : aqueous solubility. L : source zone length in water flow direction.
 $\bar{q}$: average Darcy flow through source zone.
 $\Gamma, k_0, \beta_1, \beta_2, \mu_{\ln \tau}$ and $\sigma_{\ln \tau}$ are empirical fitting parameters

Using Eq. (3) (in combination with one of the expressions in Table A.2) is more correct from physical point of view and can provide the user with an estimate of source longevity and impact duration. However, the utility of the upscaled source models for simulating leaching under various conditions depends on whether the empirical parameters (e.g. Γ, τ, β_1 and β_2) can be properly estimated. These empirical parameters can have a dramatic influence on the source behaviour over time and are generally not easily determined. Christ et al. (2006) demonstrate that the lumped empirical parameter values are site specific and cannot easily be transferred from one site to another. They suggest an upscaled model, which is based on parameters that can be measured in the field (the ganglia-to-pool ratio and the initial flux-averaged concentration leaving the source) to determine the transient source behaviour. At the moment, considerable research is focussed on the determination of appropriate parameter values for these models under different site-conditions (e.g. Basu et al., 2008; DiFilippo and Brusseau, 2008; Falta et al., 2005a; Falta, 2008). The analytical leaching models can, however, still help investigating the effect of source and flow heterogeneity in a simple way by treating the empirical parameters as random variables.

Another critical issue related to the source zone models is that the initial source mass has to be estimated, which in most practical cases is very difficult. Another implication of using the decaying source modules is that the output of the risk assessment is transient. Although a transient output provides a better foundation for decision-making, it might also in some cases be less transparent, for example if the impact from different sources is to be compared,

e.g. a high mass discharge in a short period versus a lower mass discharge in a long period.

Unsaturated zone

Most point sources originate from contaminant releases at or near the land surface. In order for contaminants to reach an underlying aquifer they must pass vertically through the unsaturated zone. During the transport through the unsaturated zone the contaminants are subject to various attenuation processes, which often significantly influence the risk that a point source constitutes to groundwater. It is therefore critical to account for these attenuation processes in the unsaturated zone when assessing the risk of groundwater contamination from point sources. However, the transport in the unsaturated zone is rather complex as the contaminants can be transported in two phases (gas and water) that are coupled to each other and also vary both spatially and temporally.

As indicated by Table A.1, the risk assessment tools describe the transport through the unsaturated zone in very simplified manner that completely ignore the effect of gas phase transport. Generally, most risk assessment tools are found only to consider solute transport in infiltrating water (Karapanagioti et al., 2003). An implication of this is that point sources located under paved areas, where recharge is neglectable, will not pose a threat to groundwater. Many studies have, however, shown that transport in the gaseous phase is dominant, especially for volatile compounds such as BTEX and chlorinated solvents. For example, gas phase diffusive transport has in many cases shown to contribute significantly to the migration of contaminants to the groundwater table (Baehr et al., 1999; Dakhel et al., 2003; Pasteris et al., 2002) and to the spreading of contamination over a larger area resulting in lower concentrations reaching the groundwater (e.g. Christophersen et al., 2005; Conant et al., 1996). Gas phase advection due to gas density gradients, barometric pressure variations, fluctuating groundwater table and temperature changes has also shown to be an important transport mechanism for volatile organic compounds (e.g. Auer et al., 1996; Falta et al., 1989; Mendoza and Frind, 1990; Parker, 2003). Furthermore, for a wide range of oil components aerobic microbial degradation is identified as a significant attenuation process in the unsaturated zone (DeVaul et al., 2002; Hohener et al., 2006; Lahvis et al., 1999), and has the potential to greatly reduce the contaminant impact on groundwater.

Generally, a risk assessment model should incorporate the most important and dominant processes. Though many risk assessment models and analytical solutions exist for simulating contaminant transport in the unsaturated zone (e.g. ASTM, 1999; Connell, 2002; Jury et al., 1983; Ravi and Johnson, 1997; Shan and Stephens, 1995; Unlu et al., 1992), the majority of these do not account for both the combined gas and water phase transport and/or biodegradation and usually describe the vertical transport as one-dimensional. This lack was identified by Trolborg et al. (2009), where a general approach for deriving water and gas phase analytical solutions describing the downward vertical contaminant transport through the unsaturated zone from a surface-near source to an underlying aquifer was developed. The conceptual model for the downward vertical fate and transport through the unsaturated zone is shown in Fig. A.3.

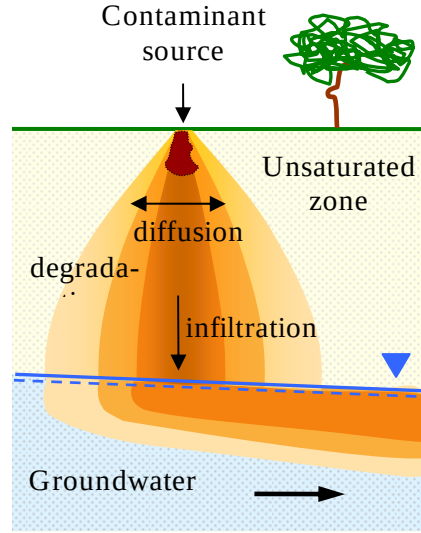


Figure A.3: Conceptual model for contaminant fate and transport through a homogeneous unsaturated zone.

The solutions in Trolborg et al. (2009) were derived based on the following general transport equation:

$$\frac{\partial(R\theta_w + K_H\theta_a)C_w}{\partial t} = \nabla(\theta_w \mathbf{D}_w + K_H\theta_a \mathbf{D}_a)\nabla C_w - q_w \frac{\partial C_w}{\partial z} - \theta_w \lambda C_w \quad (7)$$

where C_w is the solute concentration in the water phase, R is the retardation coefficient, K_H is the dimensionless Henrys constant, θ_w and θ_a are the water and air content, respectively, $\mathbf{D}_w$ and $\mathbf{D}_a$ are the dispersion tensor in water and air, respectively, q_w is the water infiltration rate, and λ is the first-order degradation rate. Eq. (7) is the sum of the standard advective-dispersion transport equations for air and water coupled through the phase partitioning expression (Henry's law) $C_a = K_H C_w$.

Eq. (7) can be solved analytically for a variety of boundary conditions and can thereby provide simple general solutions applicable for assessing the risk to groundwater from point sources. The transport equation can be modified to specific site conditions (e.g. the infiltration can be neglected for sources under paved areas) and provide solutions for both saturated and unsaturated conditions. Based on Eq. (7) Trolborg et al. (2009) provide four analytical solutions for assessing the risk posed by sites contaminated with volatile contaminants: a 3-dimensional solution accounting for infiltration, lateral gas diffusion, sorption and degradation; a simple 1-dimensional screening model, and two one-dimensional radial gas diffusion models for use in simulating volatile organic contaminant diffusion in unsaturated soils with an impermeable cover.

Three of these models were tested on sites contaminated with volatile compounds to evaluate their applicability. It was hereby found that the both horizontal diffusive spreading of contaminants in the gas phase and aerobic degradation can substantially decrease the concentration levels reaching the groundwater table. These results were most sensitive to the water content and especially the degradation rate, while dispersivities only were influential at nearly saturated conditions. Although the 3-dimensional solution provided a more realistic picture of the contaminant spreading in the unsaturated zone, the simple 1-dimensional screening model was found to give a reasonable

approximation to the vertical transport for easy degradable compounds and/or at high water contents.

The 3-dimensional model can be attractive for screening purposes as it does not rely on more site-specific input than the traditional 1-dimensional unsaturated zone leaching models. However, an implication of using the 3-dimensional model is that the coupling to a groundwater model becomes more complicated as the concentrations reaching the groundwater impact a larger (radial) area at the groundwater table and thus are not spatially constant (Trolldborg et al., 2009). It should be noted that although the gaseous diffusive transport might lead to a reduced risk from a concentration point of view, the mass discharge reaching the groundwater table is unchanged.

The solutions of Eq. (7) are based on several simplifying assumptions that neglect potentially important aspects such as gaseous advection, heterogeneities and the capillary fringe. However, they are still considered very suitable for an initial risk assessment, where the available data often are sparse. The vertical downward transport to groundwater can in some cases be dominated by presence of fractures, especially for clay media. Of the presented tools in Table A.1, only ConSim can allow for fracture transport by use of a double-porosity module (Davison and Hall, 2003). Other analytical models for fracture transport are available (Sudicky and Frind, 1982; e.g. Sudicky and Frind, 1984) and can be used in risk assessment contexts given that the necessary fracture data are available.

Saturated zone

The tools presented in Table A.1 are very similar in the way that transport in the saturated zone is modelled. All of them simplify the groundwater flow as one-dimensional and steady, account for dispersion, can describe biodegradation through first-order kinetics and allow for linear sorption.

Although all the tools account for hydrodynamic dispersion in the aquifer, there is a difference in how the dispersion is modelled and in the default dispersivity expressions. The same is the case for the estimation of the source zone mixing depth in the aquifer. Figure A.4 shows the steady centreline concentration distribution downstream of a source as calculated by applying a selection of the tools on a case study using the same input. The difference between results is due to the difference in default expressions for calculating dispersion and mixing depth.

Degradation is identified as an important process in natural attenuation. Some of the tools in Table A.1 have an extended description of biological decay. BIOCHLOR can for example simulate sequential degradation of chlorinated solvents and can thus account for the formation of by-products, while BioBalance account for competition effects when evaluation the degradation potential.

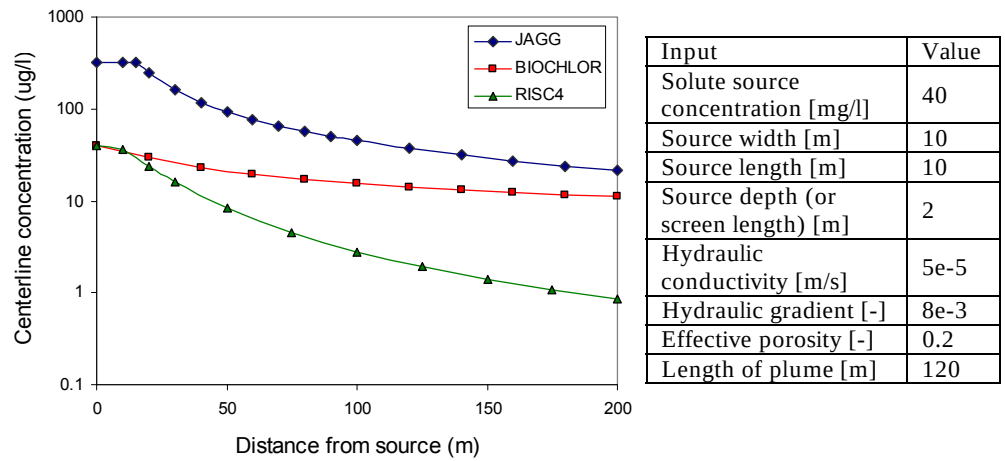


Figure A.4: Steady-state centerline concentration distribution in groundwater downstream of the source zone calculated with three different risk assessment tools. The calculated concentrations are based on the same input values (shown next to the graph). Note that JAGG assumes that the source concentration is measured in a well-screen of length 0.25 m. If not (the case here), the source concentration is corrected to account for dilution in the well-screen.

Appendiks B

Usikkerheder ved risikovurdering

1. Introduction

Risk assessments of groundwater contamination are subject to large uncertainties, especially when the aim is to predict beyond the range of available data, e.g. possible future impacts (Ferguson et al., 1998; von Krauss et al., 2005; Refsgaard et al., 2006). Since risk assessments are used for supporting decisions at specific sites, it is essential that the uncertainties are taken into consideration to assure that resources are spent in the most cost-effective manner.

However, uncertainties related to risk assessments of groundwater contamination from point sources are seldom considered in practice (Ferguson et al., 1998). Most of the current risk assessment tools do not include uncertainty considerations at all (c.f. Table A.1, appendix A). Typically the uncertainties are dealt with by incorporating conservative assumptions throughout the risk assessment process. The risk assessment is thus based on a precautionary principle to account for the often inadequate available data, the poor conceptual understanding of the system and the ignorance. However, by assigning conservative values to all inputs in a risk assessment model, the outcome of the risk assessment will in many cases be highly improbable. It is important that the risk assessments are not too conservative since this may mean that funds are needlessly being spent cleaning up contamination which poses minimal environmental threat. A proper characterization of uncertainty is therefore essential in order to produce a reliable and transparent risk assessment and can in the end lead to better decision making (Cushman et al., 2001).

2. Terminology and definitions

Uncertainty means different things to different people and is often confused with related terms such as error, risk and ignorance (Beven, 2009c; Ferguson et al., 1998). While error can be seen as the deviation from reality (the true state), uncertainty arise because we usually do not know what the true state is. This implies that uncertainty is a state of confidence and thus is subjective. Different people will reach different conclusions about how uncertain something is, depending on their own experiences and worldview, as well as the quantity and quality of information available to them (Brown, 2004; Heuvelink et al., 2007; Refsgaard et al., 2006). From the above it follows that expressing and reporting the results from a risk assessment with uncertainty bounds does not guarantee that the truth is within these bounds, because the uncertainty could be based on wrong judgment as a result of ignorance (Refsgaard et al., 2007). Thus, there is no unique solution to representing and estimating uncertainties. In some sense it does not matter how the uncertainties are estimated as long as it is clearly stated what the assumptions behind the uncertainty analysis are (Beven, 2009c).

Walker et al.(2003) present a framework providing a general holistic view of uncertainty in model-based decision support. They propose characterizing uncertainty as three-dimensional and discriminate between:

The **location** of uncertainty refers to the sources of uncertainty i.e. where the uncertainty manifests itself within the model complex. Walker et al.(2003) identifies five locations that apply to most models: context, model structure, parameters, inputs and model outcome. The different sources of uncertainties in risk assessment of groundwater contamination and how they can be addressed will be briefly described in later sections.

The **level** of uncertainty refers to where the uncertainty manifests itself along the spectrum between the unachievable situation of full determinism and total ignorance, where nothing is known. The different levels of uncertainty are:

- **Statistical uncertainty** is the situation where all possible outcomes and their individual probabilities are (assumed) known. Addressing the uncertainties through statistical analyses is the most commonly applied approach in natural sciences although this often cannot be justified (Walker et al., 2003).
- **Scenario uncertainty** is when the possible outcomes are known, but not the associated probabilities. In this situation we often have to rely on scenario analyses, which is a commonly applied approach especially when we wish to predict future impacts and events.
- **Ignorance** is the state where neither probabilities nor the range of possible outcomes can be defined. This situation occurs due to lack of awareness that knowledge might be wrong or imperfect and/or because there is fundamental uncertainty about the mechanisms and functional relationships being studied, e.g. chaotic system properties. The scientific basis for developing scenarios in this situation is therefore weak (von Krauss, 2005). Total ignorance is at the extreme end on the scale of uncertainty, where we do not even know what is unknown (Walker et al., 2003).

The **nature** of uncertainty is divided into i) epistemic uncertainty referring to cases where the uncertainty is due to lack of knowledge and thus can be reduced, and ii) aleatory uncertainty caused by inherent variability and randomness in the behavior of the natural system being studied; an uncertainty that cannot be reduced or eliminated (Beven, 2009c; von Krauss and Janssen, 2005; Walker et al., 2003).

3. Sources of uncertainty in risk assessment

In the following the uncertainties in risk assessment of groundwater contamination from point sources will be briefly explained and characterized using the above framework by Walker et al. (2003). The focus will be placed on the sources of uncertainty.

Model structure (conceptual model)

Model structure uncertainty is the uncertainty related to the conceptual model. Every model has its foundation in a conceptual model, which relies on how we decide to represent and simplify the system under study. The conceptual uncertainties in risk assessments are due to incomplete understanding as well as the necessary simplifications imposed for describing complex phenomena

such as heterogeneous geology, hydrogeology and contaminant source distribution, transformation processes etc.

The conceptual uncertainties are difficult to quantify, because they in many cases cannot be described statistically or be separated from other sources of uncertainty. Despite many studies showing that the uncertainty in conceptual model is far more dominant than the model parameter uncertainty, the conceptual model uncertainty is often neglected (Konikow and Bredehoeft, 1992; Neuman and Wierenga, 2003; Højberg and Refsgaard, 2005). In models for risk assessment the conceptual uncertainty might have the greatest influence on the predictions, because these models often describe the system in a very simplified way and rely on scarce data. Usually risk assessment of groundwater contamination is based on only a single conceptual model. However, the uncertainty and ignorance mean that a variety of conceptual models may describe the system equally well (Beven, 2005). Selecting the appropriate conceptual model(s) is a critical decision and one of the most difficult tasks in the modeling process, especially when only little data is available to support the model choice.

One way of addressing conceptual uncertainty is by using multiple model simulation, where a number of plausible conceptual models are set up (and calibrated if data are available) to represent the system under study. The difference between the results from the different (accepted) conceptual models can then be seen as an expression of the conceptual uncertainty related to the overall model results (Refsgaard et al., 2006). The output from the different conceptual models can also be combined, for example through Bayesian model averaging (Hoeting et al., 1999; Neuman, 2002; Rojas et al., 2008; 2009). Multiple model simulation has for example been used for accounting for different geological interpretations of the same aquifer system (Højberg and Refsgaard, 2005; Rojas et al., 2008; Trolborg et al., 2007) and also in combination with alternative source zones (Cypher and Lemke, 2009; Sohn et al., 2000; ; Trolborg et al., submitted).

The use of multiple conceptual models can be seen as a more robust way of handling surprises related to conceptual model uncertainty. Using this approach the conceptual uncertainty is, following the framework by Walker et al. (2003), considered as a scenario uncertainty. However, the multiple model approach only allows for an incorporation of the conceptual models we can perceive and important plausible models might be overlooked due to ignorance. New data could therefore still result in surprises leading to rejection of some of the conceptual models and/or formulation of new conceptual models.

Input and parameter uncertainty

The number and types of model inputs and parameters depend on how the system is conceptualized and are thus directly related to the model structure. Inputs are system data that drive the model (such as climate data or pumping rates), while parameters are intended to represent intrinsic characteristics of the location (or of a process), where the model is applied (Beven, 2009c; Refsgaard et al., 2007). The distinction between inputs and parameters can be somewhat confusing, because a quantity with the same name might be considered a parameter in one model, but an input in another. For example, the hydraulic conductivity is sometimes considered a parameter that is adjusted in an attempt to match simulations and observations of e.g. water level. However, in many risk assessment models (like the ones presented in Table A.1,

appendix A), where the output entirely relies on the data fed to them, the hydraulic conductivity is considered an input and is not calibrated.

Both model inputs and parameters are associated with uncertainties that are strongly related to the available measurements. Not only are the data in risk assessments (and in many other model applications) usually very limited; they are also themselves subject to errors and furthermore only represent values at particular locations (points), scales, time spans and periods (snapshots). Often measured values are therefore not related to the parameter or input values needed in the model, even though they may have the same name (Beven, 2009c). For example, hydraulic conductivities are often measured based on small soil samples and can vary orders of magnitude over short distances. However, most risk assessment models assume homogeneous aquifer conditions in the entire domain and thus require an effective hydraulic conductivity value that represents a much larger volume (Beven, 2009c).

Because of the limited data available, it is often necessary to resort to input or parameter values from the literature or by extrapolating from other (similar) sites. However, in this case it is important to be aware of the unique site conditions from which the values are extrapolated, because these might stem from calibration of a different type of model, represent a different scale etc. The uncertainty associated with model inputs and parameters are usually treated as statistical uncertainty. In the literature several examples exist, where the influence of input and parameter uncertainty has been investigated, also for risk assessment models (see section 4).

4. Methods for estimating uncertainty in risk assessments

A large number of methods exist for quantifying uncertainties in model simulations (see reviews in e.g. Beven, 2009a; Blasone, 2007; Matott et al., 2009; Refsgaard et al., 2007; Saltelli et al., 2006; Zadeh, 2005). These methods can roughly be divided into two groups depending on whether data exist for model calibration or not. In the following, different methods for estimating uncertainties in risk assessments are briefly described.

No data available for model calibration

In risk assessments of groundwater contamination it is often necessary to make predictions without having any data for calibrating or conditioning the model output, e.g. when predicting possible future impacts. In such cases, the output of the risk assessment depends entirely on the chosen input values and the prior assumptions made by modeler regarding feasible model structure(s), parameter values and boundary conditions (Beven, 2009b).

One way to evaluate how the output of a risk assessment model relies on the information fed into it and how the variation in the output can be ascribed to different sources of variation is by conducting a **sensitivity analysis** (Saltelli et al., 2000). A sensitivity analysis can identify what inputs and parameters the risk assessment result is most sensitive to and can thus reveal where efforts and data collection should be targeted in order to reduce the output uncertainty. Different types of sensitivity analysis can be carried out (Blasone, 2007). A local sensitivity analysis investigates how the model output changes relative to the change in each input parameter while keeping all the other inputs at a fixed level. Global sensitivity analysis attempts to evaluate the output sensitivity due to the uncertainty in the input variables, both singly and in

combination with one another. Different approaches for global sensitivity analysis exist such as variance-based sensitivity analysis (e.g. Sobol, 2001) and generalised sensitivity analysis (e.g. Spear and Hornberger, 1980). Sensitivity analyses are widely applied in modelling studies, also in risk assessments (a few examples are given in Table B.1).

The uncertainty of the model output due to parameter and input uncertainties can be addressed using a forward uncertainty analysis (Beven, 2009b). Here the uncertainty of the input parameters is specified through a range of possible values together with a function expressing the probability of the different values within the range. The uncertainties in the input parameters are then propagated through the model to produce an overall (probability) distribution of the model results. The propagation of the uncertainty is typically conducted using either probabilistic methods such as Monte Carlo simulation (e.g. Brown and Heuvelink, 2007), first- and second-order reliability methods (FORM/SORM) (e.g. Ditlevsen and Madsen, 1996) and moment analysis (e.g. Andricevic and Cvetkovic, 1996) or possibilistic methods such as fuzzy approaches (e.g. Zadeh, 2005). In the literature several examples exist where forward uncertainty analysis has been applied to models for risk assessment of groundwater contamination (see Table B.1).

Critical for all the above methods is the prior assumptions made regarding what elements in the model that are considered uncertain and how the uncertainty is represented. It can be difficult to specify e.g. prior probability density functions (pdf) to the various model input parameters, especially when the parameters are correlated, which is often the case. If the number of uncertain parameters is high the choice of a proper sampling strategy will furthermore be important for the results obtained (Beven, 2009b).

Table B.1: Overview (not exhaustive) of uncertainty methods applied in risk assessment of groundwater contamination from point sources. Note that catchment scale risk assessment refers to studies that have investigated the contaminant impact on abstraction wells.

Method		Local scale	Catchment scale
Sensitivity analysis		Avagliano et al. (2005) Thornton et al. (2001) Volkova et al. (2008)	Arey & Gschwend (2005) Chisala et al. (2007) Tait et al. (2008)
Forward uncertainty analysis	FORM/ SORM	Hamed et al. (1995; 1996a; 1996b) Hamed & El-Beshry (2006) Lemming et al. (2010) Unlu et al. (1995)	
	Fuzzy/ possibilistic approaches	Baudrit et al. (2007) Guyonnet et al. (1999) Kumar et al. (2006)	Nobre et al. (2007) Zhang et al. (2009)
	Monte-Carlo	Bobba et al. (1995) Guyonnet et al. (1999) Hamed et al. (1995; 1996a; 1996b) Kuber & Finkel (2006) Unlu et al. (1995)	Arey & Gschwend (2005) Chisala et al. (2007) Lemke & Bahrou (2009) Tait et al. (2004; 2008)
Scenario analysis	Multiple conceptual models	Bobba et al. (1995) Sohn et al. (2000)* Troldborg et al. (submitted)*	Overheu et al. (2010)
Inverse modelling	Nonlinear regression	Barlebo et al. (1998)* Sonnenborg et al. (1996)* Tiedeman & Gorelick (1993)*	
	Bayesian/ maximum likelihood approaches	Gaganis & Smith (2008)* Schwede & Cirpka (2010)* Sohn et al. (2000)* Troldborg et al. (submitted)*	
	GLUE		Tait et al. (2004a)*

* In these studies, data have been used to condition the model output uncertainty.

Data exist for model calibration

The above methods for quantifying uncertainty can also be used in situations where data are available for calibration. However, once data are available it is possible to evaluate the performance of the models used and carry out an inverse problem i.e. calibrate the model outcomes with historical data. The uncertainty of the model output (as well as in model parameters) can therefore in this case be constrained by the available observations.

Many approaches exist for model calibration and validation, for evaluating model performance and for assessing the uncertainties of model outputs (see e.g. Beven, 2009a; Blasone, 2007; Yeh, 1986). The problem often encountered in calibration of environmental models is that of non-uniqueness, i.e. the fact that several sets of parameter values (as well as model structures) have the ability to produce equally good fits to the observations. This is particular the case with models that are over-parameterised and/or where the model parameters are strongly correlated (Beven, 2009a).

In groundwater modeling the parameter and output uncertainties have often been estimated by use of inverse methods like the nonlinear regression approach (e.g. Doherty, 2005; Hill and Tiedeman, 2007) and Monte Carlo-based techniques such as Bayesian uncertainty estimation and Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) (Beven and Binley, 1992). Table B.1 present a subset of inverse methods applied in risk assessment of groundwater contamination from point sources.

5. Mass discharge uncertainty

In the following the uncertainty related to mass discharge estimation from contaminated sites at local scale is described. The mass discharge uncertainty also constitutes a vital input for the catchment scale risk assessment.

Uncertainty of mass discharge across multi-level control plane

The uncertainty of estimating the mass discharge passing a multi-level sampling network has been explored in both synthetic and field studies. The results from those are summarized in Table B.2. These studies have all focused on the uncertainty in estimating a snapshot of the mass discharge. The advantage of the synthetic studies is that the results can be compared to a synthetically generated true mass discharge from which the relative mass discharge error can be quantified. Li et al. (2007) and Schwede and Cirpka (2010) use this approach to evaluate the applicability of their proposed methods for quantifying mass discharge uncertainty.

For field studies, the true mass discharge is unknown, so here the relative mass discharge uncertainty (i.e. standard deviation divided by mean) is calculated instead (see Table B.2). Note that both the relative mass discharge error and uncertainty was quantified in the study by Schwede and Cirpka (2010).

The main motivation for most of the studies in Table B.2 is to investigate the number of sample points required to obtain reliable mass discharge estimates. Li et al. (2007) find that in cases with little source mass removal and full breakthrough at the control plane, a sampling density (defined in Table B.2) of 1% or higher is adequate for an accurate mass discharge estimate (i.e. less than 20% error). Their study considered a relatively homogenous situation.

When the aquifer or the concentration distribution becomes more heterogeneous the errors might be significantly higher. Kubert and Finkel (2006) find that the spatial sampling intervals at the control plane should be in due proportion to the spatial correlation length scales of the hydraulic conductivity field to reduce the estimation errors. They also conclude that the widely used approach of interpolating measurements of hydraulic conductivity and concentration in points provides poor mass discharge estimates for heterogeneous aquifer situation.

Table B.2: Uncertainty of mass discharge estimates based on multilevel sampling at different sampling densities, degree of heterogeneity and control plane locations for a (assumed) steady contaminant plume situation. The uncertainty is given as relative error for the synthetic studies and relative uncertainty (standard deviation/mean) for field studies.

Reference	a) Kubert & Finkel (2006)			Li et al. (2007)		Beland-Pelletier et al., submit.	Troldborg et al., submit.	Fraser et al. (2008)	Schwede & Cirpka (2010)	
No. of sampling points	32	40	40	9	25	80	28 ^{b)}	210	9 ^{b)}	
Control plane area (m ²)	60	80	80	77		160	2800	30	250	
Sample support (m ²) ^{c)}	0.063			0.09			0.5		0.1	
Sampling density (%) ^{d)}	3.3	3.1	3.1	1	3		0.5		0.4	
Mass discharge relative uncertainty (%)						40	50	12	76	80
Mass discharge rel. error (%)	~15	~40	100	20	10				61	2
Variance of lnK	0.25	1	2	0.29		0.29	2.5	0.29	1	
Distance to control plane	22.5			4		40	160	2.7	16	33
Synthetic study (S) Field study (F)	S			S		F	F	F	S	
Data type: Hydraulic conductivity (K) Head (h) /gradient (i) Conc. (C)	K C i			K C i		K C i	K h C	K C i	h C	
Overall approach used ^{e)}	GMC			JGC		EP	IGM	EP	IGM	

a) The mass discharge error is here determined at many different sampling densities.

b) Mass discharge uncertainty is also conditioned on measurements up/downstream of the control plane as well as on the boundary conditions.

c) Sampling support is the area that the measurement is assumed to represent (usually the grid cell size)

d) Sampling density is the number of sample points times the sampling support divided by the control plane area

e) GMC: Geostatistical Monte Carlo simulation; IGM: Inverse geostatistical modelling; JGC: joint geostatistical conditional simulation; EP: Error propagation.

It is interesting to note that although both Schwede and Cirpka (2010) and Troldborg et al. (submitted) use low sampling densities, they still provide fairly narrow uncertainty bounds. The reason for this is that in the study by Schwede and Cirpka (2010) the mass discharge is also conditioned on the true boundary conditions (the same as having perfect knowledge of the source zone and hydraulic boundaries), which clearly will constrain the uncertainty/error bounds. In Troldborg et al. (submitted) the boundaries are not known and instead represented by multiple conceptual models based on site investigations. This means that, although the number of sampling points at the control plane is low, data obtained from site investigations outside the control plane have also been incorporated into the applied model set-up and therefore help constraining the uncertainty. It should also be noted that the distance from the source zone to the control plane in Troldborg et al. is much larger than in the other studies. This is likely to give a more smooth spatial concentration distribution at the control plane and could explain why the relative mass discharge uncertainty obtained is comparable to the other studies.

Uncertainty of transient mass discharge estimates

The studies in Table B.2 provide insight into the expected uncertainty related to the estimation of mass discharges in the field with respect to number of samples, degree of heterogeneity etc. However, in order to quantify the uncertainty of transient mass discharge estimates as calculated by local-scale leaching models (c.f. appendix A) the above methods can in most cases not be used, because the data to validate and support this kind of calculation are rarely present. In this case, the mass discharge uncertainty can be assessed by use of forward uncertainty analysis or by qualitative approaches.

In the Borehole Optimisation System (BOS) by Tait et al. (2004a), continuous mass discharge estimates through the unsaturated zone to groundwater (using Eq. A-2, appendix A) from all potentially contaminated sites in a catchment are determined probabilistically by use of Monte-Carlo simulation. In the application of BOS to two case studies, the mass discharges were estimated assuming the source concentrations to be constant (a fraction of the solubility), while the source area and infiltration rate were treated as random variables (Chisala et al., 2007; Tait et al., 2008).

Troldborg et al. (2008) and Overheu et al. (2010) attempt to estimate the transient mass discharges based on measured data at the contaminated site. The related uncertainties are in Overheu et al. (2010) assessed using a scoring system. This qualitative approach is based on a series of questionnaires, where both the historical data and the site investigation data are evaluated. In order to estimate the mass discharge from point sources where no data (i.e. potential sources) or only few data are available a set of default values are used and the hereby estimated mass discharge is assigned the maximum uncertainty score (Capital Region of Denmark and Region Zealand, 2010).

6. Uncertainties in catchment scale risk assessment

For the catchment-scale model the uncertainties are highly related to the groundwater model, which will be described in more detail in the following. However, the uncertainty at catchment scale is also related to the contaminant degradation rate during the transport from the point sources to the water supply well. For example, from a sensitivity analysis Chisala et al. (2007) and Tait et al. (2008) found that the contaminant degradation rate during the

transport through the catchment was a very critical parameter for the predicted concentration at a borehole.

Uncertainty in catchment delineation

The uncertainties related to the groundwater model influence the delineation of the catchment area as well as the travel times from the contaminated sites to the water supply. The catchment determines which sites are potential threats to the water supply, and a reliable delineation of the catchment boundary is therefore crucial for the final risk assessment and prioritization. The exact location of the catchment border can be particularly important for point sources located close to the simulated catchment boundary.

Although the groundwater model usually can be conditioned on several observations of e.g. hydraulic head, stream discharge and drawdown data from pumping tests, it is likely that many different parameter sets will fulfill a given calibration criteria equally well. Furthermore, the model structure is also uncertain, which especially is related to how the hydrogeology is interpreted and conceptualized in the model as well as to the chosen boundary conditions. Catchment delineation is often carried out using backward particle tracking methods in hydrological models. To account for the uncertainties in the catchment delineation the macro-dispersion approach presented by Frind et al. (2002) could be applied, where backward advective-dispersive modelling is used to determine probability-of-capture plumes. A probabilistic approach similar to the one employed in BOS (Tait et al., 2004a), which is based on the use of Monte Carlo and/or GLUE, could also be used to account for uncertain model parameters. Monte Carlo based methods have been widely used to obtain probability maps of the spatial distribution of the catchment (e.g. Vassolo et al., 1998; Feyen et al., 2001; 2003; Stauffer et al., 2005; Riva et al., 2006).

The above approaches typically only account for the uncertainties in hydrogeological parameters. However, aquifer systems can be very complex, where multiple and discontinuous geological layers can create complex flow systems. Such systems are difficult to characterize in practice and to conceptualize for groundwater modeling purposes. The uncertainty related to the aquifer conceptualization has shown to significantly influence groundwater modeling predictions in a way that can not be captured by parameter uncertainty (Højberg and Refsgaard, 2005; Rojas et al., 2008; Troldborg et al., 2007).

The importance of the hydrogeological conceptual model on the capture zone delineation as well as on the catchment-scale risk assessment of a contaminated site was demonstrated in Tuxen (2008). Two conceptual hydrogeological models (A and B) were here formulated for an area around a water supply located north of Copenhagen, Denmark. The conceptual models were based on different interpretations of the stratification of the quaternary deposits and implemented in two different groundwater models as illustrated in Figure B.1. Geology A is based on a planar structured geology, where an upper and a lower aquifer are separated by a clay layer, while Geology B is represented by inclined and more discontinuous layers.

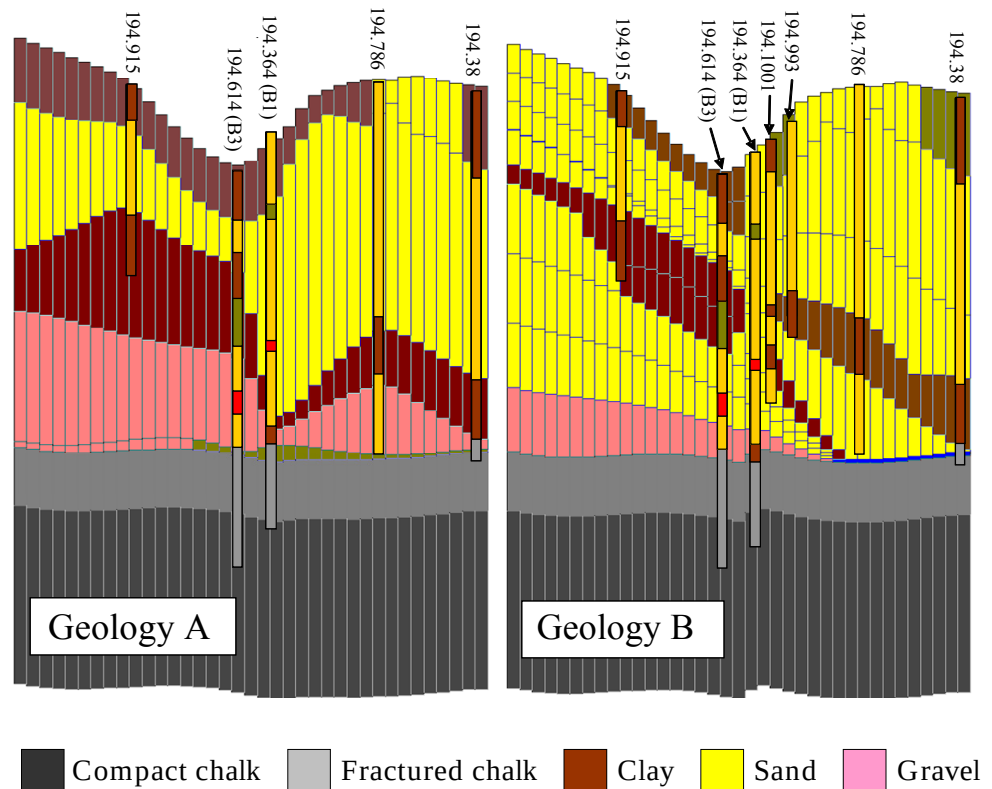


Figure B.1: The two hydrogeological models (A and B) as implemented in MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1988) along the same cross section. Note that some of the indicated boreholes have been projected onto the cross section and that more boreholes have been used in the interpretation of geology B.

The two groundwater models were calibrated against the same head and drawdown data and were hereby found to perform equally well in describing the prevailing flow picture in the area. Particle tracking scenarios were carried out with both groundwater models to investigate the potential transport pathways from a contaminated site located near the water supply. Given the current operation of the water supply wells both models revealed that a contamination at this site was unlikely to reach the water supply, but instead would discharge into a nearby stream. However, as the water supply had been operated with larger abstraction rates in the past, the same particle tracking scenario was also carried out using the historical abstraction rate. Hydraulic head data were not available for this past period and it was therefore not possible to validate the obtained flow pattern under the historical pumping situation. The results of the particle tracking were substantially different for the two groundwater models as shown in Fig. B.3. For model A the particles released at the site were more or less unaffected by the increased pumping rate and again ended up in the nearby stream, while the released particles according to model B would enter the water supply through a geological window.

The above results show how the uncertainty related to the conceptual hydrogeological model can influence the location and extent of a capture zone and therefore also affect the catchment scale risk assessment of contaminated sites. Overheu et al. (2010) propose to incorporate different hydrogeological interpretations into the groundwater modeling in order to account for these conceptual uncertainties in catchment scale risk assessments. Multiple model simulation is seen as a more robust way to handle the conceptual uncertainty

and the use of statistical approaches such as multiple point statistics (Strebelle, 2002) and transition probability geostatistics (e.g. Carle and Fogg, 1997; Weissmann et al., 1999) are increasingly being used to generate multiple conceptual geological models.

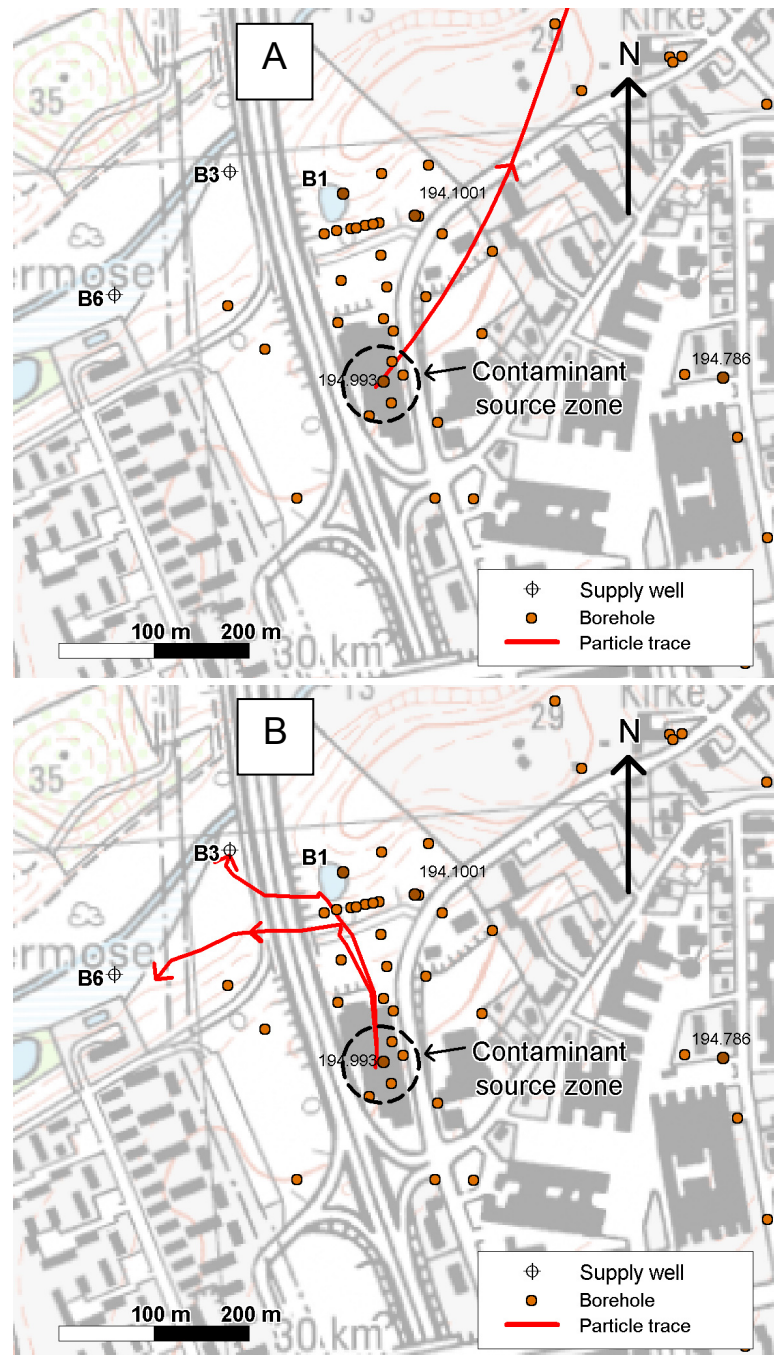


Figure B.2: Particle traces from a contaminated site during the historical pumping scenario as simulated with model A and B (modified from Tuxen et al., 2008).

Uncertainty in prioritization of point sources at catchment scale

It is clear that the uncertainties related to both the estimated mass discharges at local scale and the capture zone delineation may have a high impact on the prioritization of contaminated sites at catchment scale. These uncertainties need to be accounted for in order to carry out a more robust prioritization.

Overheu et al. (2010) attempt to do so by using a systematic scoring system that is tailored to the concerns of the specific catchment area. The system

classifies and ranks the identified sites by assigning weights to different parameters including the magnitude and duration of the calculated mass discharge, the travel time from the site to the water supply as well as the uncertainty related to both the estimated mass discharge and the capture zone delineation. Although this scoring system is simple, it still illustrates at which sites the uncertainties are expected to be the largest and where more investigations thus are needed. However, it should be noted that the resulting prioritization is highly dependent on the subjectively assigned scores and it is therefore recommended that these scores are determined in consultation with the authority responsible for the catchment of concern.

Appendiks C

Oplandsmodeller

1. Introduction

The motivation for carrying out risk assessment at a catchment scale is two-fold: 1) initiating action at a site (e.g. remediation) is usually driven by its impact or its possible future impact on a receptor, and 2) the multiple sites located within the catchment can be handled collectively and the risk from each of these sites can be assessed at the same endpoint (i.e. the receptor). The risks from different sites can therefore be compared, which allows prioritising and ranking the many sites within the catchment area. The traditional risk assessment tools are less suitable for prioritisation purposes, because they consider the contaminated sites separately, and focus only on predicting plume concentrations at the local scale (Troldborg et al., 2008).

Catchment scale risk assessment approaches can in principle be used to evaluate the contaminant impact on any kind of downstream receptors and has for example been used for assessing the impact from a point source on rivers and streams (e.g. Conant et al., 2004; Kalbus et al., 2007; McKnight et al., 2010). Here, the receptor in focus is drinking water supply wells. Numerous studies have shown the rationale of assessing the risk of contaminated sites based on the impact on the water supply wells in the catchment (e.g. Einarson and Mackay, 2001; Tait et al., 2004a; Frind et al., 2006; Arey and Gschwend, 2005; Troldborg et al., 2008; Kennedy and Lennox, 1999).

Figure C.1 shows a conceptual model for the risk assessment of groundwater contamination from a point source within the catchment of a water supply. The pathway considered is the release of contaminants from the point source at local scale, contaminant transport in groundwater from the point source to the water supply well(s) and dilution at the well due to mixing of contaminated water with abstracted clean water.

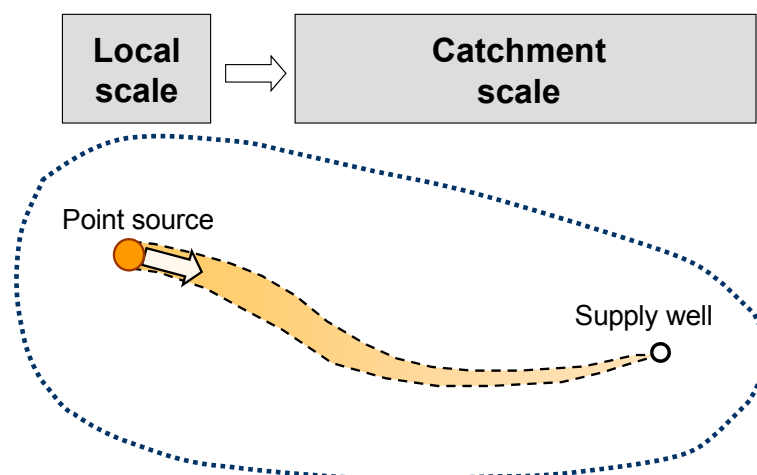


Figure C.1: Conceptual model for risk assessment of a point source within the catchment of a water supply well (modified from Troldborg et al., 2008)

2. Catchment-scale risk assessment approaches

The delineation of well-field protection zones is a commonly applied approach for assessing the potential risk for abstracted groundwater at a supply well to become contaminated. Often different time-of-travel zones are determined displaying the time a contaminant will take to reach the well. These protection zones depend on the contaminant of concern and are usually delineated based on backward particle tracking from the well (i.e. advection-based). The delineation of the catchment and/or other protection zones is a key element in any catchment-scale risk assessment approach, because it decides which contaminated sites pose a potential threat to the well.

The existing catchment-scale risk assessment models can roughly be divided into i) vulnerability based methods that aim at providing maps of the most susceptible areas within the catchment to the well and usually rely scoring-systems, and ii) mass discharge based approaches that aim at calculating the actual (future) contaminant impact on the water supply well from the sources identified in the catchment.

Vulnerability-based methods

The DRASTIC system (Aller et al., 1987) is one of the most widely used index methods for aquifer vulnerability mapping. DRASTIC considers seven geological and hydrogeological factors, but is independent of the contaminant nature, and thus is categorised as an intrinsic vulnerability method (Frind et al., 2006). Different modifications of the DRASTIC method have been proposed in the literature (e.g. Babiker et al., 2005; Bojorquez-Tapia et al., 2009), many of which have aimed to provide specific vulnerability maps, where contaminant use and behaviour are also accounted for (e.g. Nobre et al., 2007; Secunda et al., 1998; Tait et al., 2004b). In Denmark the system GISP (GIS-based Prioritisation) has been developed for the initial screening and prioritisation of sites and is a modification of DRASTIC (Danske Regioner, 2007). GISP combines maps of the intrinsic vulnerability (based on factors such as recharge, thickness of protective clay layer, aquifer and water type, depth to aquifer, and distance to water supply) and administrative vulnerability (considers whether a site is located in an area of special drinking water interests and/or within groundwater catchment zones) with an industry-compound-index (considers type of activities, likely or documented presence of contaminants, and contaminant mobility, toxicity and degradability).

Several studies combine well-field protection zones with scoring-based vulnerability mapping methods (e.g. Nobre et al., 2007; Secunda et al., 1998; Somaratne and Ashman, 2007). For example, Tait et al. (2004b) present a score-based risk assessment methodology that combines groundwater protection zones (50 day zone, 400 day zone and the entire catchment) with chlorinated solvent user industry data and an aquifer vulnerability index, in order to prioritise boreholes potentially at risk from chlorinated solvent contamination.

Frind et al. (2006) developed a well vulnerability concept for investigating the impact of contaminant spills of limited duration within the capture zone of a well field. They use forward and backward transport modelling to generate intrinsic well vulnerability maps displaying different information such as expected contaminant arrival times, dispersion-related reduction in concentration and exposure duration. Frind et al. (2006) focus only on the protective

characteristics of the pathway medium. Enzenhoefer et al. (2010) extended this well vulnerability concept to also account for uncertainties by setting the concept into a probabilistic framework.

Vulnerability approaches are valuable for an initial screening of contaminated sites and can support the identification of critical areas and determine where new investigations should be targeted at. However, most of these methods have a number of limitations (Worrall and Besien, 2005). The scores and weights are typically assigned subjectively and many studies have shown that different scoring-systems can provide substantially different results. Furthermore, the methods do usually not account for actual concentration measurements and often poor correlation between vulnerable areas and actual concentration measurements has been observed (Rupert, 2001). Thus, these methods can not demonstrate the actual threat to the groundwater resource at either the local scale or at the receptor (Tait et al., 2004b). To overcome this problem Worrall and Kolpin (2003) suggest calculating aquifer vulnerability based on concentration data from monitoring wells, while Rupert (2001) calibrates modified DRASTIC vulnerability maps with actual groundwater quality data. However, in order to prioritise the remediation efforts at point sources more site-specific information must be included.

Mass discharge based approaches

Many studies have used mass discharge estimates from point sources in order to evaluate how the water quality in the abstraction wells is impacted, because it is the mass discharge that defines the severity of the problem posed by a plume (Feenstra et al., 1996). Einarson and MacKay (2001) present a conceptual framework for risk assessment and prioritisation of contaminated sites in a groundwater catchment. They proposed using mass discharge estimates from the point sources within the catchment to estimate worst-case concentration in the abstracted water at a supply well. Bauer et al. (2004) use a mass discharge approach to identify active contaminant sources and their individual source strength within the catchment for a protection well. They find that the mass discharge abstracted by the protection well could not be attributed to the mass discharge estimated from the identified potential sources and thus conclude that additional point sources might exist within the catchment area.

Table C.1 presents an overview of existing catchment scale models that all can be used for estimating the contaminant impact on the water supply well. Tait et al. (2004a) presents the Borehole Optimisation System (BOS) for identifying the optimum locations for new supply wells in urban areas. BOS consists of three modules: a catchment zone probability model that uses a 3D groundwater model for a probabilistic delineation of the borehole catchment; a GIS based land use model that utilises historical maps and a land use database to identify past and present surface activities located within the catchment; and a stochastic pollution risk model to estimate the cumulative impact of a chosen contaminant from all identified sources relevant to a water supply well in a given year (Tait et al., 2004a). The applicability of BOS has been demonstrated in two case studies in the UK (Chisala et al., 2007; Tait et al., 2008; Davison et al., 2002).

Table C.1: Models for catchment scale risk assessment of groundwater contamination.

Models for assessing the contaminant impact on groundwater at catchment scale	Tait et al. (2004)	Arey & Gschwend (2005)	Frind et al. (2006)	Troldborg et al. (2008)	Overheu et al. (2010)
General					
Aim/output: Impact on water supply (I) Optimal borehole location (O) Prioritization of point sources (P)	I O	I	I	I P	I P
Type of point sources considered: Documented contamination (D) Potential contamination (P)	D P	D		D	D P
Multiple point sources	X			X	X
Local scale (source model)					
Mass discharge function: Continuous (C) Decaying (D) Pulse (P)	C	D	P	C D	C D
Mass discharge uncertainty: Monte Carlo (MC) Qualitative (Q)	MC	MC		Q	Q
Other features: Sorption (S) Degradation (D)				S D	S D
Source history	X			X	X
Catchment scale					
Hydrogeology: 3D groundwater model (3D) Uniform flow field (U)	3D	U	3D	3D	3D
Catchment delineation : Particle tracking (P) Backward transport (BT)	P		BT	P	P
Catchment uncertainty analysis: Monte-Carlo (MC) GLUE (GL) Multiple model simulation (MMS)	MC GL				MMS
Advection	X	X	X	X	X
Dispersion		X	X		
Degradation: First-order (F) Sequential (S)	F			F S	F S
Sorption	X	X		X	X
Dilution in supply well	X	X	X	X	X
Impact on supply well: Static (S) Time-dependent (T) Cumulative (C) From individual point sources (I)	T C	S	T	T C I	T C I

Arey and Gschwend (2005) present a screening model to anticipate well water concentrations and transport times for gasoline constituents (LNAPL) migrating from underground fuel tank releases to typical at-risk community water supply wells. Their approach uses mass discharge calculations based on average contaminated site conditions in the United States, and the uncertainty of the predicted contaminant levels in the supply well is evaluated stochastically.

Troldborg et al. (2008) present the CatchRisk model for assessing the risk and prioritizing contaminated sites within the catchment for a water supply. CatchRisk combines site specific transient mass flux estimates from all known point sources at the local scale with simple catchment scale transport and fate simulations in a complex 3D groundwater system. The source model at local scale is designed to be flexible so that it can be tailored to the different types of point sources within the catchment as well as possible, because these sources may vary considerably in complexity and in data availability. CatchRisk was tested on a catchment area near Copenhagen, Denmark. Hereby, an integrated overview of the identified point sources in the area was provided and the sources most likely causing the observed contamination at the waterworks were identified. The method was found to be valuable as a basis for prioritizing point sources according to their impact on groundwater quality.

The concept from Troldborg et al. (2008) was extended by Overheu et al. (2010) to incorporate an initial screening step based on a modified version of the Danish aquifer vulnerability method GISP, an uncertainty estimation step as well as a score-based prioritisation system. The uncertainty analysis considers i) the uncertainty in the catchment delineation by implementing different conceptual interpretations of the geological stratification as well as investigating the influence of historically varying abstraction rates, and ii) the uncertainty in the mass discharge estimates through a score-based system. The prioritisation system is flexible and assigns scores based on factors such as magnitude and duration of contaminant impact on the supply well, and the uncertainty related to both the mass discharge estimate as well as to whether the site is located within the catchment (Capital Region of Denmark & Region Zealand, 2010). The applicability of the method by Overheu et al. (2010) has been evaluated on two catchment areas in Denmark (Capital Region of Denmark, 2009; Region Zealand, 2010).

Figure C.2 illustrates the general concept behind the risk-based prioritisation approaches presented in Troldborg et al (2008) and Overheu et al. (2010). In the area near a water supply well several point sources might have been identified as potentially or definitely contaminated. By use of conventional risk assessment tools it might be found that some of these sites constitute a risk to groundwater at local scale (black dots), while others do not (white dots). Ideally, all the black dots should be removed, but due to the limited resources we can only afford to remediate a few of these sites within the nearest future. Following the traditional risk assessment one might choose to remove the sites, where the highest concentrations have been measured or predicted at local scale. However, other aspects might be just as decisive, e.g. the amount of contaminant mass released from the point source to groundwater over time and whether and to what extent the water supply is affected. By applying a catchment-scale approach the point sources located within the capture zone (and thus pose a potential threat to the water supply) are identified and their impact on the abstracted water at the supply well can be estimated. Hereby,

the impact from the different sites within the capture zone can be compared allowing for a better prioritisation of the point sources in order to assure the abstracted groundwater at the supply well.

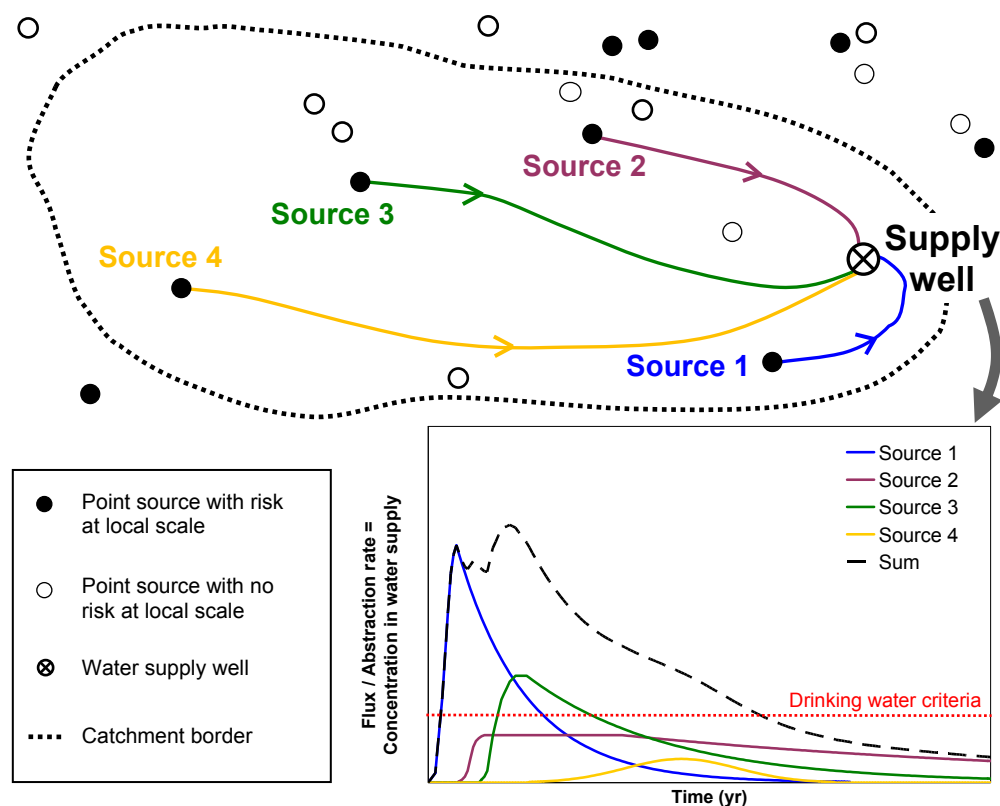


Figure C.2: Concept of risk-based prioritization of point sources at catchment scale.

Although catchment scale risk assessments based on mass discharge estimates have demonstrated to be very useful for various applications, there are still limitations to these types of approaches. The calculation of transient mass discharge estimates from the possibly numerous point sources in the catchment is in most practical cases very difficult and prone to large uncertainties due to the often limited available data. The release of contaminants from the source over time is an unknown function and the available field data typically only allow for representing a snapshot of this possibly complex source depletion function. In catchment scale risk assessments, the mass discharge estimation relies on simple source depletion models (see appendix A). The appropriateness of the simple leaching models has been evaluated by comparing them to more advanced numerical simulators and is the focus of substantial research (see appendix A).

The catchment scale considerations typically require a groundwater model that can simulate the flow patterns satisfactorily in the catchment area. This groundwater model also relies on many simplifying assumptions and is thus prone to inherent uncertainties (more on this in appendix B). In all the presented catchment scale risk assessment approaches, steady-state conditions are assumed meaning that for example infiltration and abstraction rates are fixed throughout the modeling period. Although Reilly and Pollock (1996) show that temporal variations in recharge in many cases is insignificant for the capture zone delineation, the temporal varying pumping rate, position, and/or number of active abstraction wells in the catchment can be critical.

Another limitation of the catchment scale approach is that the results can be very difficult to validate in practice. The catchment scale risk assessment model attempts to relate the mass discharge from identified contaminated sites directly to the observations at the water supply. However, although records of concentration over longer time periods might exist for the supply wells, the transient mass discharge estimates from the point sources are usually calculated based on relatively recent site investigation data. These estimates only represent the contaminant situation from the time of the investigations and onwards. In many cases it is therefore not possible to compare the calculated mass discharge from a point source directly to the measured concentrations at the water supply due to the transport time through the catchment. This time delay induce a knowledge gap that can be resolved only by having either past site data or future measurements at the waterworks, or by making some very strong assumptions about the source and its temporal behavior (release function, time of spill and location).

In order to compare the mass discharges from the point sources with the abstracted mass discharge at the supply well, the mass discharge from the point source needs to be extrapolated back in time (e.g. as in Fig. C.3). This was for example done when applying the model from Overheu et al. (2010) to a catchment north of Copenhagen, Denmark (Capital Region of Denmark, 2009). To carry out the extrapolation it is assumed that only the mass in the source changes and all other conditions at the site are similar to the investigation time. Although this back-extrapolation in time is questionable and highly uncertain, a fairly good agreement was found between the simulated and observed mass discharges at the waterworks.

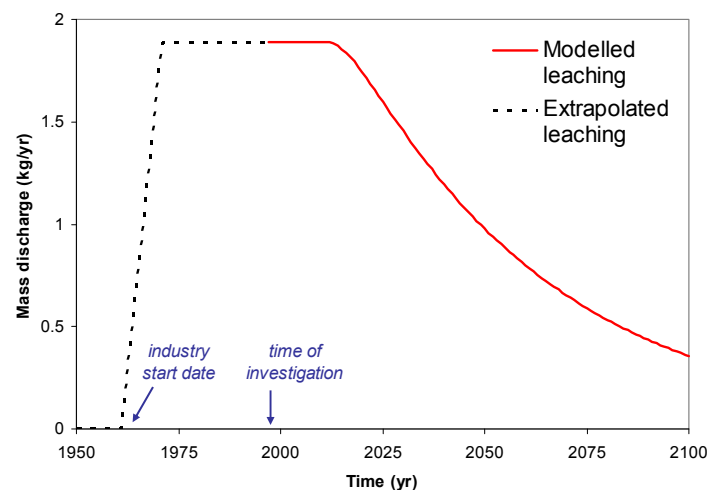


Figure C.3: Extrapolation of mass discharge from a point source back in time (from the time of investigation to the time at which activities were initiated at the site).

BOS assumes that the mass discharges from the different sites are continuous during the time the industry has been active at the given site. A site will therefore only affect the borehole in a given target year, if this year falls between the industry start date plus the travel time to the borehole and the industry stop date plus the travel time to the borehole (Chisala et al., 2007; Tait et al., 2004a). Different studies have attempted to validate the results from the BOS approach and these studies generally find satisfactory agreement between observed and modelled concentration values in various boreholes (Chisala et al., 2007; Davison et al., 2002; Tait et al., 2004a; 2008).

A major constraint in applying catchment scale risk assessment approaches is the considerable workload related to the collection and interpretation of huge volumes of data from the many individual sites as well as from the catchment. These data are often spread among several parties and stakeholders making the data collection both difficult and time-consuming. The catchment scale simulations require the use of a groundwater model. If such model is not available it needs to be constructed and calibrated, which further adds to the burden of labor.

Appendiks D

Erfaringer fra afprøvede oplandsmodeller

I dette appendiks redegøres kort for omfang og erfaringer med fire afprøvede modeller til sammenstilling og risikovurdering af punktkilder på oplandsskala. Til sidst i appendikset opsummeres elementerne i de afprøvede modeller i tabelform.

1. Udredningsprojekt om BAM-forurening (Miljøstyrelsen, 2002)

I BAM-miljøprojektet blev introduceret idéen om at superponere bidrag fra enkeltkilder i et opland og vurdere den samlede effekt på et vandværk. I et fiktivt modelsetup blev opstillet en række punkt- og fladekilder med erfaringsbaserede belastninger med dichlobenil (moderstof til BAM) for herefter at vurdere effekten på det indvundne vand på to fiktive vandværker i en række forskellige modelsituationer.

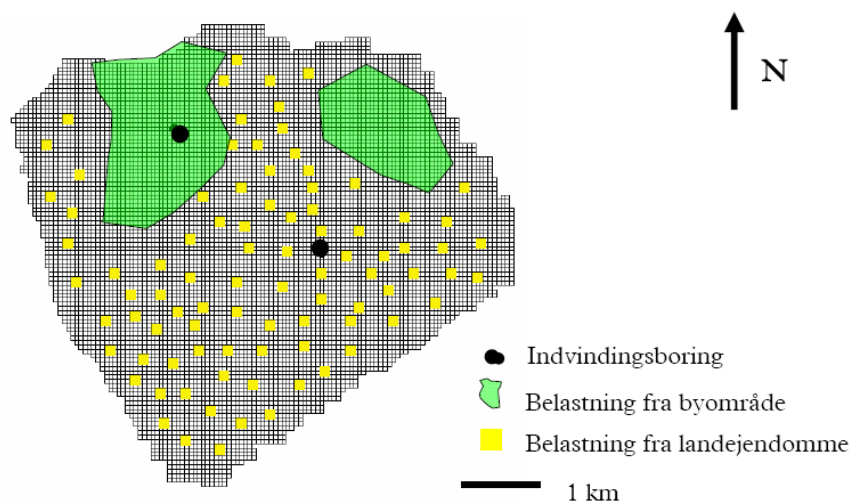
Omfang

Analysen tager udgangspunkt i et syntetisk grundvandsopland med 15% bymæssig bebyggelse og resten landbrugsområde. Der modelleres vandindvinding fra et primært magasin under både by- og landområdet. Der er modelleret udvaskning og konsekvensberegning for seks forskellige hydrogeologiske situationer, som samlet dækker de overordnede geologiske hovedtyper i Danmark.

Fokus for anvendelse: Risikovurdering i forhold til indvinding, vurdering af omkostninger for at redde ressource, vurdering af massebalance og generalisering til landsniveau.

Indledende screening: Nej

Håndtering af forureningskilder: I by- og landområderne forudsættes hhv. 0,3% og 0,04% af arealerne behandlet med dichlobenil. Byområderne håndteres som fladekilder og landområderne som punktkilder med en tæthed på 5 ejendomme/km², jf. Figur D.1. Der modelleres desuden behandling med dichlobenil på en jernbanestrækning og på de to introducerede vandværksgrunde.



Figur D.1 Syntetisk modelopland i BAM-projektet med fordeling mellem land og by samt placering af indvindingsboringer (Miljøstyrelsen, 2002)

Modelkoncept: Lodret transport gennem dæklag via sprækkemodellen FRAC3Dvs og koblet til transport i grundvandsmagasinet vha. MODFLOW/MT3D. Begge modeltyper er sat op til at håndtere transport og omdannelse af dichlobenil/BAM. Konceptet beregner herefter gennembrudskurver for BAM på de to vandværker (beliggende i hhv. i by- og landzone).

Usikkerheds- og følsomhedsvurderinger: Følsomhedsvurdering af geologisk model, nedbrydning, tilstedeværelse af sprækker og sandlag samt vandbalance i dæklag.

Prioriteringsmodel: Nej

Erfaringer

Der er generelt observeret proportionalitet mellem kildestyrker og grundvandskoncentrationer.

De modellerede grundvandskoncentrationer af BAM er fundet at ligge indenfor de observerede koncentrationer i grundvandsovervågningen (0-2 µg/l).

Resultaterne er generelt fundet følsomme overfor alle de medtagne parametre i følsomhedsanalysen. De modellerede koncentrationer kan variere med flere størrelsesordener som følge af variationen og usikkerheden i de indgående parametre.

Modelberegninger vurderes at kunne bidrage til udpegning af egnede placeringer af fremtidige indvindingsboringer, som undgår eller væsentligt reducerer risikoen for BAM-påvirkning.

Forståelsen af, hvorledes en BAM-forurening når frem til en vandværksboring er et kompleks samspil af en lang række faktorer:

- Kildernes beliggenhed og kildestyrken
- De aktuelle geologiske og hydrologiske forhold
- Mulige lækageveje, f.eks. gennem utætte boringskonstruktioner
- Jordens og magasinets evne til at tilbageholde og nedbryde stofferne.

2. Risikovurdering af punktkilder, RAP (Troldborg et al., 2008; Tuxen et al., 2006)

RAP-projektet var et samarbejdsprojekt mellem Københavns Amt og DTU, hvor der blev arbejdet med en række problemstillinger omkring risikovurdering og forurening fra punktkilder på både lokal skala og oplandsskala.

Hvor BAM-projektet pionerede i forhold til superponering af bidrag fra enkeltkilder, var RAP det første projekt, der systematisk sammenlignede reelle bidrag fra forskellige punktkilder i forhold til dels hinanden og dels påvirkningen i nærliggende indvindingsboringer.

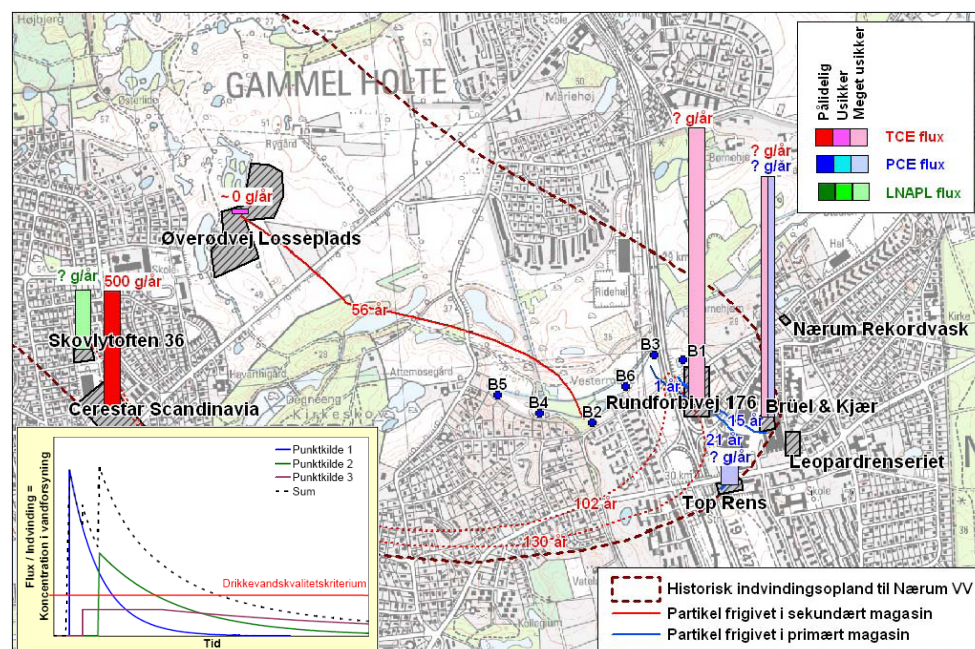
Omfang

Til risikovurderingen på oplandsskala i RAP-projektet er der udviklet et koncept, der på systematisk vis håndterer forureningsmasse og udvaskning fra en række punktkilder på lokal skala og via en simpel partikelsporingsmodel transporterer enkeltbidragene til indvindingsboringerne, hvor individuelle gennembrudskurver kan summeres og sammenlignes med observationer.

Fokus for anvendelse: Risikovurdering og prioritering i forhold til indvinding.

Indledende screening: Manuel sortering af V2-kortlagte kilder til forurening med chlorerede opløsningsmidler indenfor indvindingsopland.

Håndtering af forureningskilder: For otte V2-kortlagte lokaliteter i oplandet er estimeret forureningsmasser af TCE og PCE ud fra de foreliggende lokalitetsinformationer, som er præget af forskellighed i vidensniveauer. Oplandet og de medtagne forureningskilder er vist på Figur D.2.



Figur D.2 Vurderede forureningskilder i RAP-projektet med beregnede fluxe til primært magasin, usikkerhedsvurdering og opholdstider i grundvandsmagasinet (Troldborg et al., 2008). Nederst tv. indsat eksempel på beregnede gennembrudskurver i indvindingsboring.

Modelkoncept: Der fokuseres på to niveauer; henholdsvis lokal skala og oplandsskala. Lokal skalaen repræsenteres med én af tre mulige udvaskningsmodeller, der beskriver forureningsfluxen fra punktkilden til grundvandet.

Transporten og opholdstiden til vandforsyningen på oplandsskala beskrives vha. partikelbanesimuleringer med en grundvandsmodel. De to niveauer er koblet til hinanden, og således kan punktkildernes belastning af vandforsyningen beskrives ved en forureningsflux til vandforsyningen. Ved at sammenligne beregnede fluxe og påvirkningsperioder med observationer er det muligt at give forslag til prioritering af indsatser samt at sandsynliggøre om der findes uidentificerede kilder i oplandet.

Usikkerheds- og følsomhedsvurderinger: Usikkerheden på forureningsmasse på de enkelte lokaliteter er kvalitativt vurderet i fire kategorier, og anvendes til nuancering af de beregnede forureningsfluxe. Den endelige vurdering er desuden nuanceret ved gennemregning med fire konceptuelle modeller som kombination af nuværende/tidligere indvindingsforhold samt med/uden gennemtrængning af fri fase.

Prioriteringsmodel: Prioritering foretages manuelt ud fra konsekvensberegningen.

Erfaringer

Forureningsflux kan med fordel indgå i en risikovurdering som et supplement til kvalitetskriterier. Vurdering kræver udarbejdelse af et fælles administrativt grundlag.

En simpel og fleksibel udvaskningsmodel er nødvendig for at håndtere mange forskellige typer forureningslokaliteter og forskellighed i datakvalitet.

Der bør være fokus på pålidelige geologiske modeller, der er et væsentligt grundlag for modellering på alle skalaer. Hydrauliske parametre er meget betydende og er generelt undervurderede ved dataindsamling.

Opsporing af forureningskilder på oplandsskala er et væsentligt element ved beslutninger om afværge eller yderligere undersøgelser. Integreret anvendelse af historisk information, undersøgelser af de enkelte forureningskilder og modellering på oplandsskala er en farbar vej, som kan benyttes systematisk i fremtiden.

Integrerede prioriteringsværktøjer bør vinde indpas i miljøforvaltningen for at sikre gennemsigtige beslutninger. Der skal lægges vægt på at skabe overblik via anvendelse af geografiske informationssystemer (GIS). Ved beslutning af indgreb skal det baseres på en helhedsorienteret vurdering.

Der er behov for større fokus på kvantificering af usikkerheder.

3. Koncept for Risikobaseret Prioritering af Punktkilder, KRIPP (Region Hovedstaden og Region Sjælland, 2010)

KRIPP-værktøjet er udviklet af Orbicon for Region Hovedstaden og videreudviklet i samarbejde med Region Sjælland. Værktøjet bygger på metoderne i RAP-projektet, og er videreudviklet herfra, blandt andet med henblik på at adressere nogle af de udfordringer der blev identificeret i RAP-projektet.

Omfang

KRIPP-konceptet bygger videre på metoden i RAP-projektet ved tilføjelse af et indledende screeningsniveau, et modul til kvalitativ usikkerhedsvurdering og et dynamisk prioriteringsmodul. Konceptet er afprøvet i oplandene til dels

Birkerød og Haslev Vandforsyning, hvor der er konstateret påvirkning med chlorerede opløsningsmidler i nogle af indvindingsboringerne (Region Hovedstaden, 2009; Region Sjælland, 2010).

Fokus for anvendelse: Risikovurdering og prioritering i forhold til indvinding.

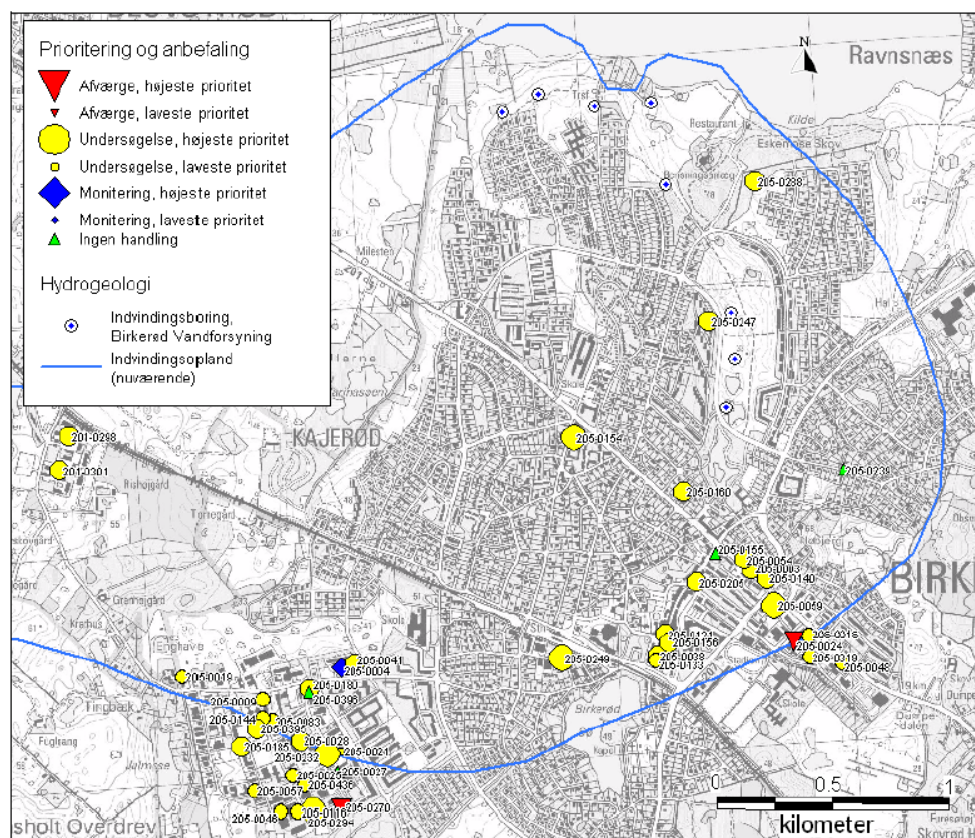
Indledende screening: Kombination af GISP-inspireret screening og manuel sortering. Alle lokaliteter på V0, V1, V2 samt videregående undersøgelser og afværgeprojekter inddrages. I Birkerød-casen blev en "bruttoliste" på 284 lokaliteter via GISP-inspireret screening reduceret til 179, som herefter ved manuel screening blev reduceret til en "nettoliste" på 59 lokaliteter. I Haslev-casen blev en bruttoliste på 23 lokaliteter reduceret til en nettoliste på 14 lokaliteter, udelukkende ved manuel screening.

Håndtering af forureningskilder: For lokaliteterne på nettolisten er estimeret forureningsmasser af TCE, PCE eller andre stoffer ud fra de foreliggende lokalitetsinformationer, som er præget af forskellighed i vidensniveauer. Ud fra oplysninger om driftsperiode og eventuel fri fase foretages desuden en automatisk ekstrapolation bagud i tid fra opgørelsestidspunktet, således at der estimeres udvaskningsforløb for hele aktivitetens driftsperiode.

Modelkoncept: Der anvendes samme modelkoncept som i RAP-projektet (se ovenfor). Modelresultaterne er valideret mod dels observationer (målte koncentrationer i indvindingsboringer) og dels resultaterne af en 3D stoftransportmodel (i Birkerød-casen) og er fundet at ligge indenfor et acceptabelt niveau.

Usikkerheds- og følsomhedsvurderinger: Der udføres en kvalitativ usikkerhedsvurdering af masse- og fluxestimatet. Dette foregår ved en række spørgeskemaer, som giver overblik over, hvad der med fordel kan undersøges for at reducere usikkerheden. Såfremt det er relevant foretages desuden en modelbaseret usikkerhedsvurdering af den enkelte lokalitets beliggenhed i forhold til oplandsgrænsen ud fra forskellige konceptuelle modeller og/eller indvindingsforhold. I de afprøvede modelcases er der endvidere foretaget følsomhedsvurderinger af betydende parametre (infiltration og forureningsmasse). Det er desuden muligt at afprøve effekten af afværgetiltag på konkrete lokaliteter.

Prioriteringsmodel: En samlet integrering af alle resultaterne foretages i et prioriteringsskema med et simpelt scoringssystem, som tilpasses afhængigt af problemstillingen i det aktuelle opland. Betydende parametre kan f.eks. være forureningsflux, usikkerhed på fluxbestemmelsen, usikkerheden på oplandsgrænsen, transporttiden til indvindingsboringerne og varighed af påvirkningen. Afhængig af vidensniveau og usikkerhed foreslår værktøjet en handling. Prioriteringsskemaet suppleres af autogenererede GIS-temaer, som f.eks. Figur D.3.



Figur D.3 Visualisering af anbefalede handlinger og prioritering i Birkerød-casen (Region Hovedstaden, 2009).

Erfaringer

Arbejdet med KRIPP understøtter erfaringerne opnået i forbindelse med RAP-projektet, og der er desuden noteret nogle yderligere erfaringer:

Gennemsigtige og visuelle risikovurderings- og prioriteringsværktøjer kan være med til at sikre overbliksdannelse og hjælpe til en oplyst prioritering af de fremtidige indsatser.

Den GISP-baserede screeningsproces har krævet mere arbejde end forventet indledningsvist. Dels har det været udfordrende at udtrække de relevante informationer fra regionens database (GeoEnviron) og håndtere de lokaliteter, der manglede oplysninger, såsom branchebetegnelser og koordinater. Endvidere viste det sig i eksemplet fra Birkerød nødvendigt at supplere den automatiske screening med en manuel screening – og faktisk kom den manuelle frasortering til at stå for ca. 2/3 af den samlede frasortering. Dette skyldtes primært, at der i den automatiske screening ikke blev taget højde for **sandsynligheden** for at en branche involverer forurenende aktiviteter samt **sandsynligheden** for at interesse-stofgruppen (f.eks. chlorerede opløsningsmidler) optræder på den pågældende branche-lokalitet. Disse vurderinger kan dog relativt let indføres i GISP-databasen (det første forhold er allerede indbygget). Således vil den automatiserede screening sandsynligvis kunne gøres langt mere effektiv i fremtiden, og tilsvarende vil behovet for den manuelle screening blive mindre.

Resultaterne er meget følsomme overfor om nedbrydning inkluderes, om der er fri fase til stede, overfor den anvendte infiltrationsrate og overfor den estimerede forureningsmasse. For de lokaliteter, hvor der ikke er udført undersøgelser (eller hvor disse er mangelfulde) er der anvendt erfaringsbaserede tal

for forureningsmasse på lignende lokaliteter. Følsomhedsvurderinger viser, at disse standard-tal er betydende for udfaldet af risikovurderingen, men der mangler statistisk grundlag og pålidelige erfaringstal.

Den største usikkerhed knyttet til en prioritering via KRIPP er knyttet til om det **samlede** datagrundlag foreligger. Således vil f.eks. en overset kilde kunne give større udsving i konsekvensberegningerne for vandværket end hvordan masseestimatet på den enkelte kilde vurderes eller på hvilken måde fluxberegningerne foretages, da disse modeltekniske spørgsmål er af mindre betydning for den **relative** prioritering af punktkilderne.

Gennemgangen af forureningsundersøgelser i Birkerød-projektet viste en stor spredning mht. historik, kildekendskab, undersøgelsesniveau i forskellige medier (jordprøver, vandprøver, poreluftsprøver), tidsserier og viden om hydrogeologiske forhold. En stor andel af denne heterogenitet kan henføres til spredning i hvornår undersøgelserne er foretaget.

Ud over anbefalinger og prioritering på lokalitetsniveau kan resultaterne af KRIPP anvendes til anbefaling af undersøgelser på oplandsniveau. Dette kan være i form af overvågning af grundvandsstrømningen i forureningskritiske områder ved oplandsgrænsen eller i form af monitoring for specifikke stoffer opstrøms indvindingsboringer, hvor KRIPP forudsiger gennembrud indenfor en kortere årrække.

4. Udpegning af 'højrisiko' forureningslokaliteter i forbindelse med sårbarhedskortlægning af grundvandsressourcen (Miljøministeriet, 2008)

Miljøcenter Roskilde har med sårbarhedskortlægningen af grundvandsressourcen i området Mølleåen foretaget prioritering af forureningslokaliteter, der i forhold til grundvandet udgør en høj risiko.

Omfang

Mølleåen (godt 112 km²) udgør et område med store indvindingsinteresser, hvor indvindingen af 9 millioner m³ drikkevand fra 15 kildepladser suppleres af 2 millioner m³ afværgevand fra 13 afværgeanlæg. De mange afværgeanlæg afspejler den væsentligste problemstilling i området, og fokus har derfor været på områdets mange forureningskilder.

Fokus for anvendelse: Screening af de grundvandstruende forureningslokaliteter indenfor indvindingsoplandene til vandværkerne med det formål at udpege de lokaliteter, der udgør en høj risiko.

Indledende screening: Anvendelse af GIS (SQL), simpel analyse ud fra beregnet forureningsindeks og manuel udvælgelse, samt beregning af forureningsflux til grundvandet vha. excelbaseret risikovurderingsværktøj.

Håndtering af forureningskilder: Udpegning af 'højrisiko' forureninger sker via tre step. I det første step er indgår alle kendte forureninger i et opland, i næste step reduceres dette antal, og i step 3 er det kun de værste, såkaldte 'højrisiko' forureninger. På forureningslokaliteterne fra step 3 beregnes estimer på forureningsfluxe til grundvandet.

Udpegningen af forureningslokaliteterne er baseret på databaseudtræk, der med udgangspunkt i data fra 2006 og ældre gav i alt 512 indenfor området

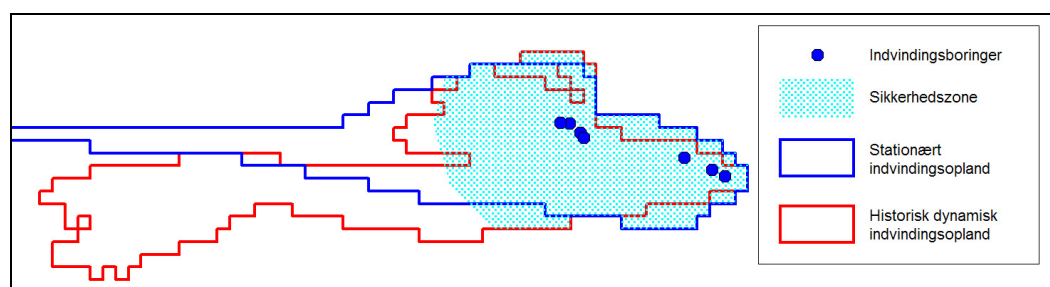
Mølleåen, se Tabel D.1 , hvor forureningerne er fordelt ud på 6 forurenings-gruppe ift. informationsniveau.

Tabel D.1 De 512 forureninger i området for Mølleåen fordelt på 6 grupper med stigende informationsniveau.

Forureningsgruppe	Informationsniveau	Antal registrerede lokaliteter
1	Potentielle forureninger	184
2	Kortlagte forureninger på vidensniveau 1, V1	72
3	Kortlagte forureninger på vidensniveau 2, V2	195
4	Udvidet kortlægning af forureninger på vidensniveau 2.	16
5	Monitering af kortlagte forureninger på vidensniveau 2.	20
6	Afværge af kortlagte forureninger på vidensniveau 2.	25

Step 1

Forureningslokaliteterne indenfor de seks forureningsgrupper indplaceres på kort indenfor indvindingsoplande til vandværkerne, grundvandsdannende oplande og ift. en sikkerhedszone (Figur D.4), som er defineret som det areal der ligger indenfor en buffer-radius af 1 km fra indvindingsboringerne, samt indenfor enten det historisk dynamiske eller stationære indvindingsopland (svarende til det samlede areal af oplandene).



Figur D.4. Illustration af sikkerhedszone.

Sikkerhedszonen skal sikre, at forureninger tæt på kildepladsen, som ifølge modellen ikke indgår i det historisk dynamiske indvindingsopland opland, alligevel medtages i de videre vurderinger – alene baseret på et afstandskriterie. Dette gøres for at kompensere for den usikkerhed der ligger i at anvende beregningsceller fra en strømningsmodel.

Når der i sikkerhedszonen fokuseres på de to typer af indvindingsoplande, henholdsvis det historisk dynamiske og det nutidige stationære, er det for at fange eventuelle såkaldte DNAPL's. DNAPL's er fri fase af klorerede stoffer, som er tungere end grundvand og derfor strømmer mere vertikalt.

Under step 1 frasorteres de forureninger, som ikke ligger i enten de grundvandsdannende celler (opland) eller i sikkerhedszonen.

Step 2

De resterende forureninger fra **step 1** rangeres i tre risikoklasser med henholdsvis "høj grundvandsrisiko", "middel grundvandsrisiko", og "ingen grundvandsrisiko".

Rangeringen er forskelligt afhængig af informationsniveauet, som angivet i tabel D.1. Kriterierne for rangeringen indenfor grupperne er beskrevet i det nedenstående.

Forureningsgruppe 5 (V2 monitoring) og 6 (V2 afværge)

<u>Høj grundvandsrisiko</u> Klorerede opløsningsmidler eller MTBE i grundvand, jord, poreluft eller recipient	<u>Middel grundvandsrisiko</u> Andre flygtige stoffer end klorerede opløsningsmidler	<u>Lav grundvandsrisiko</u> Tiltag alene overfor arealanvendelsen
--	---	--

Forureningsgruppe 4 (V2 videregående undersøgelser)

<u>Høj grundvandsrisiko</u> Klorerede opløsningsmidler eller MTBE i grundvand, jord, poreluft eller recipient.	<u>Middel grundvandsrisiko</u> Andre flygtige stoffer end klorerede opløsningsmidler	<u>Lav grundvandsrisiko</u> Ikke flygtige stoffer
---	---	--

Forureningsgruppe 3 (V2 indledende undersøgelse)

For hver lokalitet er beregnet et såkaldt forureningsindeks (FI) indenfor et scoreinterval mellem 0 og 100, der indgår som et kriterium i rangeringen. FI er fremkommet ved at multiplicere værdien, der angiver sandsynligheden for at branchen (branchescore) har givet anledning til forurening, med sandsynligheden for at det anvendte mest kritiske miljøfremmede stof genfindes i grundvandet (grundvandsscore). Både branchescoren og grundvandsscoren bygger på erfaringer fra landsdækkende forureningsundersøgelser.

<u>Høj grundvandsrisiko</u> Fund af klorerede stoffer eller MTBE i grundvand, jord, poreluft, recipient eller Branche =	<u>Middel grundvandsrisiko</u> Ingen fund af klorerede stoffer og FI ≥ 80	<u>Lav grundvandsrisiko</u> FI < 80 og ingen fund af klorerede stoffer i grundvand, jord, poreluft eller recipient.
--	---	--

Forureningsgruppe 2 (V1).

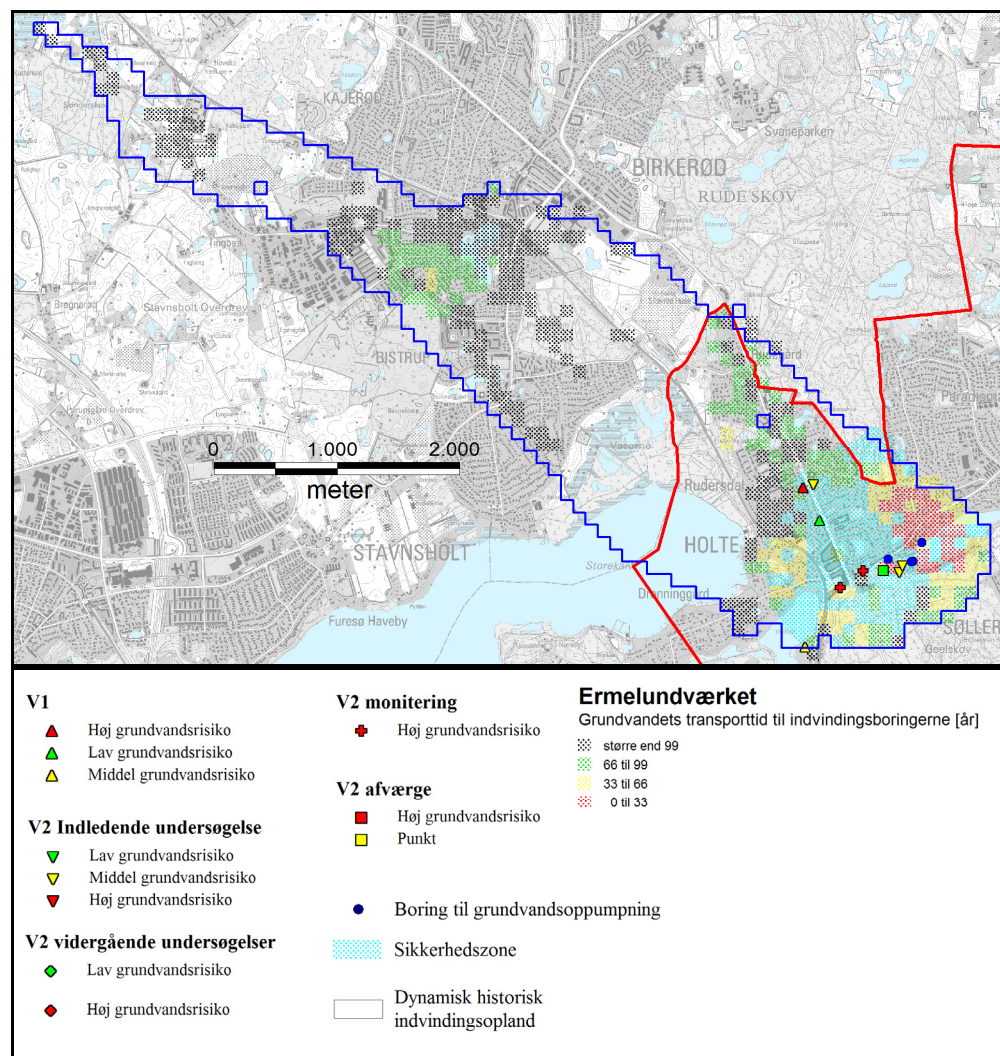
Tilsvarende forureningsgruppe 3 er der for hver V1 lokalitet beregnet et forureningsindeks (FI), som indgår i rangeringen.

<u>Høj grundvandsrisiko</u> Det kritiske stof = klorerede opløsningsmiddel og FI ≥ 80	<u>Middel grundvandsrisiko</u> Det kritiske stof = klorerede opløsningsmiddel og FI < 80, eller det kritiske stof = øvrige flygtige stoffer hvor FI ≥ 80	<u>Lav grundvandsrisiko</u> Det kritiske stof $\neq$ klorerede opløsningsmiddel og FI < 80
---	--	---

Forureningsgruppe 1 (Potentielle forureninger).

Denne gruppe forureninger vurderes ikke at indeholde nogle "højrisiko" forureninger, og er derfor frasorteret i de videre step.

Resultatet af **step 2** illustreres ved visning af forureninger i de grundvandsdannende celler (opland) og i sikkerhedszonen med symboler, der angiver forureningsgruppen og den rangerede grundvandsrisiko, se Figur D.5.



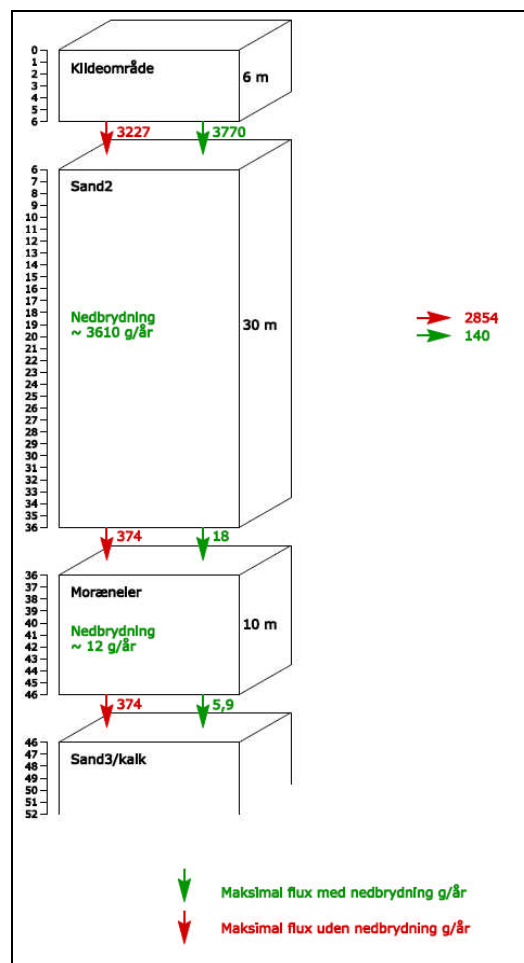
Figur D.5. Step 2, rangering af forureningslokaliteter indenfor det grundvandsdannende opland, og i en sikkerhedszone omkring boringerne til Holte Vandværk.

Step 3, udgøres kun af de forureninger, som under Step 2 er udpeget til at udgøre en høj grundvandsrisiko. Der gennemføres herefter en beregning af forureningsfluxen fra forureningskilderne til grundvandet.

Modelkoncept ift beregning af forureningsfluxe: Modelkonceptet beregner vertikale forureningsfluxe og tager udgangspunkt i en dynamisk udvaskningsmodel, som er opstillet af DTU i 2005. Denne udvaskningsmodel er koblet til en stationær model som beregninger stoftransporten i sprækker for morænelerslag. Modelkonceptet kan udregne forureningsfluxe af både primære forureningsstoffer og deres nedbrydningsprodukter. Det skal bemærkes at der regnes på maksimale koncentrationer i udvaskningsmodellen. Principskitse for udvaskningsmodellen fremgår af Figur D.6.

Usikkerheds- og følsomhedsvurderinger: Der er udført kontrol på om den stationære stoftransport i sprækker giver anledning til uacceptable resultater i beregningsresultaterne ift. en dynamisk beregnet stoftransport. Kontrollen er gennemført vha. modelsimuleringer med modellen FRAC3D, som er en dynamisk stoftransportmodel der simulere spredning og nedbrydning i sprækker vha. samme grundlæggende transportligninger som den anvendte stationære model. Resultatet af kontrollen viser, at den opstillede anvendelse af stationære beregninger ikke giver anledning til betydende fejl i fluxberegningerne.

Prioriteringsmodel: Prioriteringen er gennemført ud fra størrelsen af flux til grundvandszonen, indvindingens størrelse, og grundvandets transporttid til indvindingsboringerne.



Figur D.6. Principskitse for udvaskningsmodel.

Erfaringer

Den indledende screening stiller skarpt på de mest relevante grundvandstruende forureninger, når rangeringen af forureningslokaliteterne i risikoklasser kombineres med de grundvandsdannende oplande til kildepladser og sikkerhedszoner omkring indvindingsboringer.

Projektet erfarer, at når det kommer til at prioritere indsatsen overfor flere forureningskilde indenfor et indvindingsopland, kan det med fordel gøres på baggrund af estimerede massefluxe fra forureningskilden, hvilket giver et direkte mål for udledningen af forurening fra den enkelte kilde med enheden masse pr. tid.

Indenfor områder hvor forureningslokaliteter udgør en trussel mod grundvandet, er det vigtigt at regionernes arbejde med opsporing af grundvandstruende forureninger søges gennemført forud, eller som minimum foregår parallelt med miljøcentrenes grundvandskortlægning for at sikre den bedst mulige og mest fuldendte sårbarhedsvurdering af grundvandsressourcen. Dette vurderes samtidig at have god effekt på kommunernes arbejde med de grundvandsbeskyttende indsatsplaner.

5. Strategier overfor pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder (Miljøstyrelsen, 2007; Miljøstyrelsen, 2010c; Miljøstyrelsen, 2010d)

I forbindelse med teknologiudviklingsprojektet ”Pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder” (Miljøstyrelsen, 2007) er der samlet en omfattende pesticiddatabase samt udviklet et web-baseret værktøj til oplandsbaseret risikovurdering af pesticidpunktkilder. Der er desuden udviklet et koncept for screening af mulige pesticidpunktkilder i et opland. Screeningskoncept og risikovurderingsværktøj er afprøvet i et indvindingsopland præget af landzone (Miljøstyrelsen, 2010d).

Omfang

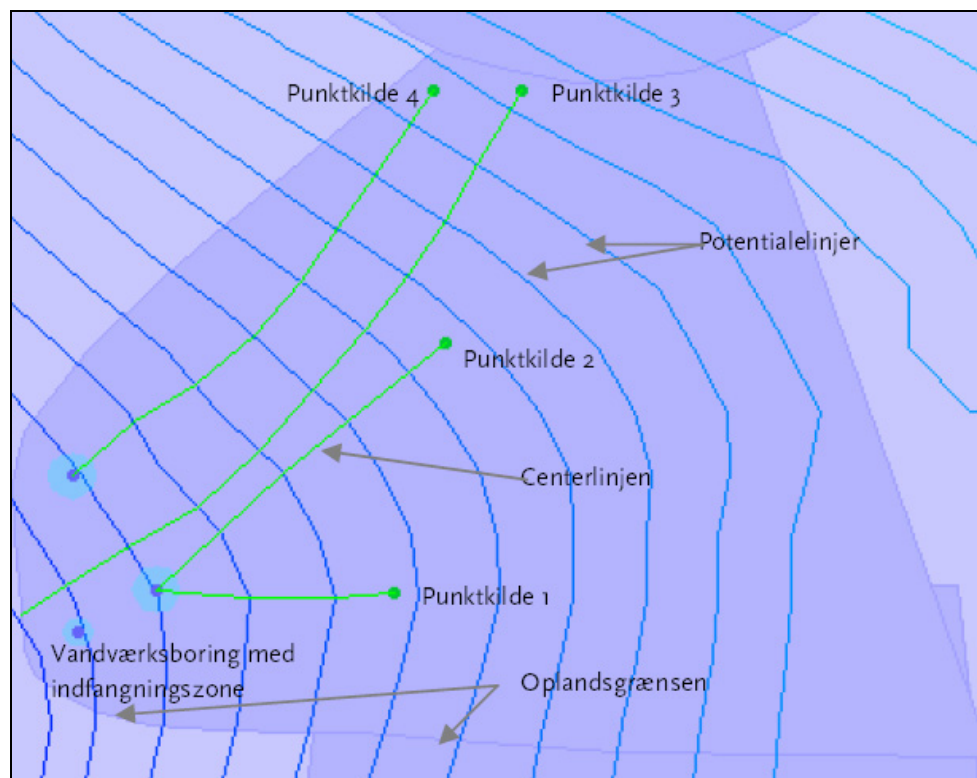
Da kun meget få mulige pesticidpunktkilder er kortlagt, er screeningskonceptet udviklet til opsporing af mulige pesticidpunktkilder på meget begrænsede datagrundlag. Herfra indsamles og behandles flere og flere data i et trinvist risikovurderingskoncept som har til formål at identificere hvilke punktkilder det kan være hensigtsmæssigt at sætte ind overfor i et opland. Risikovurderingskonceptet er afprøvet på et mindre indvindingsopland i landzone.

Fokus for anvendelse: Indvinding samt belastning af ressource

Indledende screening: Fra forskellige datakilder samles oplysninger til indledende manuel screening af potentielle punktkilder indenfor et opland.

Håndtering af forureningskilder: Lokalitetsoplysninger kan indtastes på forskellige vidensniveauer. Laveste niveau er registerdata suppleret med oplysninger fra interviews om nuværende og tidligere drift. På baggrund heraf fastsættes automatisk et erfaringsbaseret forureningsniveau via en indbygget database. På højere vidensniveauer er der desuden mulighed for indtastning af lokalitetsspecifikke målinger (koncentrationer og udbredelse, kendt spild eller kendt flux i grundvandet).

Modelkoncept: Koblet udvaskningsberegning for dels dæklaget og grundvandszonen. Værktøjet indeholder resultater af en lang række MACRO-beregninger for typejorde. Transport og processer gennem dæklag beregnes indirekte ved automatisk tilpasning af input til den mest passende typejordsberegning. Transporten i grundvandszonen beregnes som simple partikelbaner ud fra potentialeforhold (som GIS-tema) og oplyste hydrogeologiske parametre. For at sikre at partikelbaner ”opfanges” af indvindingsboringer defineres modeltekniske indfangningstragte omkring borerne, som vist på Figur D.7. Punktkildernes belastning af vandforsyningen beskrives ved tidsserier for forureningsflux i indvindingsboringerne. Dette gør det muligt at give forslag til prioritering af indsatser samt at sandsynliggøre om der findes uidentificerede kilder i oplandet.



Figur D.7 Illustration af transportmodelberegning for fire punktkilder i risikovurderingsværktøjet for pesticidpunktkilder (Miljøstyrelsen, 2007).

Usikkerheds- og følsomhedsvurderinger: Nej

Prioriteringsmodel: Prioritering foretages manuelt ud fra konsekvensberegningen.

Erfaringer

Ved en simpel sammenligning med pesticidanalyser fra oplandet er værktøjets beregnede forureningsniveauer vurderet at være indenfor en troværdig størrelsesorden for det afprøvede opland.

At basere værktøjet på en web-server giver mulighed for at holde det kontinuert up-to-date og mindsker risikoen for fejlbehæftede resultater ved f.eks. redigering af en lokal installation. Omvendt har driftssikkerheden af en web-baseret løsning vist sig at være meget følsom overfor hvilken browser og browserversion, der anvendes.

Den trinvis screeningsproces hjælper til at identificere hvor de største usikkerheder ligger i risikovurderingen.

Screening på lavere vidensniveau end interview og besigtigelse har ikke givet noget brugbart resultat, da datagrundlaget ud fra registerdata har været for spinkelt.

Der er behov for udbygning og tilpasning af databasen for erfaringsmæssige pesticidfund afhængigt af bedrift. Med det afprøvede datasæt er risikoberegningen ud fra historiske oplysninger og interviews meget usikker og nogle af parametrene er yderst følsomme. Omvendt er det erfaret, at risikoberegninger ud fra indledende undersøgelser giver et rimeligt godt billede af den reelle flux.

Sammenfatning af afprøvede værktøjer

I Tabel D.2 er de forskellige elementer i de afprøvede oplandsværktøjer opsummeret. For fuldkommenhedens skyld er også regionernes prioriteringsværktøj GISP (hovedrapportens afsnit 4.4.1) og avancerede stoftransportmodeller medtaget i sammenligningen.

Tabel D.2 Sammenligning af elementer i afprøvede oplandsværktøjer.

Værktøj	Fokus for anvendelse	Stoffer	Screening	Masse-opgørelse	Vertikal transport	Horisontal transport	Usikkerheds-vurdering	Prioritering ud fra
GISP	Region. Dynamisk	Alle i JAR	Er et screenings-værktøj	÷	÷	÷	÷	Branche/stof, hydrogeol. parametre
BAM-projektet	Indvinding, massebal. Statisk	BAM	÷	Syntetisk setup ud fra erfaringer for behandlingshyp.	Frac3Dvs	MODFLOW MT3D	Følsomhed	÷
Mølleå	Ressource. Statisk (kun én gang)	Chl. opl.	GISP-inspireret	Undersøgelse	CMFR/PFR*, sprække-model	÷	Tre kategorier	Flux til GV-zonen
Pesticid-punktkilder	Indvinding/ressource. Dynamisk	Pesticider	÷	Undersøgelse, erfarings-database	MACRO 5.0 beregn. for typejorde	Via potentiale-kort	÷	Konsekvens-beregning
RAP	Indvinding/ressource. Dynamisk	Chl. opl.	÷	Undersøgelse	CMFR/PFR*	Partikelbane simulering	Fire kategorier	Konsekvens-beregning
KRIPP	Indvinding/ressource. Dynamisk	Chl. opl. (Andre)	GISP-inspireret	Undersøgelse, erfaringstal	CMFR/PFR*	Partikelbane simulering	Integreret kvalitativ	Konsekvens-beregning + prio.modul
Stoftransport-modeller	Indvinding. Statisk/dynamisk	Varierer	÷	Undersøgelse	Model	Model	Følsomhed (typisk)	Konsekvens-beregning

* CMFR: Completely Mixed Flow Reactor. PFR: Plug Flow Reactor