



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand

Miljøprojekt nr. 1575, 2014

**Titel:**

Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand  
Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand

**Redaktion:**

Sanne S. Nielsen, Orbicon  
Nina Tuxen, Orbicon  
Ole Frimodt, Orbicon  
Poul L. Bjerg, DTU Miljø  
Anne T. Sonne, DTU Miljø  
Philip J. Binning, DTU Miljø  
Annika S. Fjordbøge, DTU Miljø  
Jens Aabling, Miljøstyrelsen

**Udgiver:**

Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K  
www.mst.dk

**År:**

2014

**ISBN nr.**

978-87-93178-54-0

**Ansvarsfraskrivelse:**

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

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Konklusion og sammenfatning</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary and Conclusion</b> .....	<b>7</b>
<b>1. Indledning</b> .....	<b>8</b>
1.1 Baggrund .....	8
1.2 De truende jordforureninger .....	8
1.3 Formål .....	8
1.4 Målgruppe .....	9
1.5 Metode.....	9
<b>2. Forureningssager, der truer overfladevand</b> .....	<b>10</b>
2.1 Identifikation af V1 og V2 kortlagte lokaliteter .....	10
2.1.1 Brancher og stoffer.....	10
2.1.2 Typer af overfladevand .....	11
2.2 De store forureningssager .....	12
2.2.1 Brancher og stoffer.....	12
2.2.2 Typer af overfladevand .....	13
2.3 Hvad karakteriserer de overfladevandstruende lokaliteter? .....	15
2.4 Case: Grindsted.....	16
<b>3. Rammen for den offentlige indsats over for overfladevandstruende jordforureninger (Jordforureningsloven)</b> .....	<b>17</b>
3.1 Miljømålsloven.....	17
3.2 Lovændringen .....	18
3.2.1 Formål .....	18
3.2.2 Opgavens omfang.....	18
3.2.3 Opgaven.....	18
<b>4. Elementer i risikovurdering</b> .....	<b>20</b>
4.1 Princippet for risikovurderingen.....	20
4.2 Opstilling af konceptuel model .....	20
4.2.1 Punktkilde .....	22
4.2.2 Transport.....	23
4.2.3 Overfladevandsområde.....	23
4.3 Fluxberegninger .....	24
4.4 Opblanding og stoftransport i overfladevand .....	26
<b>5. Metoder og erfaringer til undersøgelse af forureningsudsivning til overfladevand</b> .....	<b>27</b>
5.1 Grundvandsflux .....	27
5.1.1 Temperaturmålinger .....	27
5.1.2 Hydrauliske potentiale-målinger .....	32
5.1.3 Vandføring.....	33
5.1.4 Fluxkamre.....	34
5.1.5 Geofysik .....	37

5.1.6	Sporstoffer .....	37
5.1.7	Usikkerhed forbundet med bestemmelse af grundvandsflux .....	38
5.2	Stofflux .....	40
5.2.1	Piezometre .....	40
5.2.2	Vandprøver i overfladevand .....	42
5.2.3	Vand- og stofbalancer .....	43
5.3	Undersøgelingsstrategi .....	43
<b>6.</b>	<b>Vandløb.....</b>	<b>44</b>
6.1	Konceptuel model .....	44
6.1.1	Vandløbstyper .....	44
6.2	Eksisterende data.....	45
6.2.1	Medianminimumvandføring .....	45
6.2.2	Vandløbsdatabasen Hymer.....	46
6.2.3	Dræn og drænkort.....	46
6.3	Indsamling af supplerende data.....	46
6.4	Opblanding i vandløb .....	47
<b>7.</b>	<b>Søer .....</b>	<b>48</b>
7.1	Konceptuel model .....	48
7.2	Eksisterende data.....	48
7.2.1	Vandplanens søer .....	48
7.2.2	NOVANA .....	48
7.3	Beregningsmetoder.....	49
7.3.1	HydroNet.....	49
7.4	Indsamling af supplerende data.....	49
7.4.1	Naturligt forekommende sporstoffer .....	49
7.4.2	Sporstofforsøg .....	49
7.5	Opblanding i søer.....	49
<b>8.</b>	<b>Marint miljø.....</b>	<b>51</b>
8.1	Konceptuel model .....	51
8.2	Beregningsmetoder.....	51
8.2.1	Dashboard .....	51
8.2.2	Numerisk modellering af fjorde og andre delvist lukkede kyststrækninger.....	52
8.3	Data .....	53
8.4	Opblanding og fortynding i marine miljøer.....	53
<b>9.</b>	<b>Vurdering af påvirkningen fra jordforureninger på overfladevand .....</b>	<b>54</b>
9.1	Blandingszoner og kvalitetskriterier.....	56
9.2	Trin 0: Screeningsværktøjet .....	56
9.3	Trin 1: Den bearbejdede screening.....	57
9.4	Trin 2 og 3: Undersøgelser .....	58
9.5	Trin 4: Vurdering af påvirkningen .....	58
9.5.1	Kritiske stoffer og forurenede lokaliteter .....	59
9.5.2	Påvirkning af økosystemer .....	60
9.5.3	Input til basisanalysen .....	61
	<b>Referencer .....</b>	<b>62</b>

**Bemærk:** Appendix er udgivet eksternt. Klik for at gå til eksterne links.

**Appendix I: Feltundersøgelser ved Grindsted Å: Metoder og påvirkning fra punktkilder**

**Appendix II: Vandføringens medianminimum i Grindsted Å**

# Forord

Arbejdet med denne rapport er startet i 2011, da problemstillingen omkring jordforurening og overfladevand i henhold til Vandrammedirektivet dukkede op. Rapporten er udarbejdet som en introduktion til problemstillingen om jordforureninger og deres påvirkning af overfladevand. I Danmark er dette en relativt ny problematik, der får betydning for administrationen af forurenede lokaliteter med den nylige ændring af jordforureningsloven.

I rapporten præsenteres en række af de projekter, der er igangsat af Miljøstyrelsen i forbindelse med lovændingen og en litteraturopsamling af undersøgelses- og feltmetoder til kvalificering af risikovurderingen af lokaliteter med jordforurening og deres eventuelle påvirkning af overfladevand. En del af feltmetoderne er afprøvet på en case, nemlig Grindsted Å og forureningerne fra Grindsted Losseplads og Grindstedværket, og disse indgår som selvstændige appendices (Appendix I og II) i rapporten og er medtaget som en gennemgående case i rapportens metodekapitel. Rapporten afsluttes med et opsamlende kapitel, der på et overordnet niveau beskriver risikovurderingsmetodikken for jordforurening i relation til overfladevand

# Konklusion og sammenfatning

Den lovændring, der er sket med introduktionen af Miljømålsloven i Jordforureningsloven, medfører, at regionernes opgave udvides til også at omfatte de kortlagte lokaliteter, der potentielt kan påvirke overfladevand. I den forbindelse har Miljøstyrelsen udviklet et værktøj til screening og risikovurdering, der skal hjælpe til udpeging af disse forurenede lokaliteter. Som supplement hertil er i denne rapport opstillet en generel metode for risikovurdering af forurenede lokaliteter i forholdt til overfladevand og hermed introduceres et relativt nyt fagområde i rammerne af Jordforureningsloven.

Risikovurderingsmetoden er baseret på kilde-transport-receptormodellen, hvor receptoren i dette tilfælde er overfladevandet. Forureningsfluxen fra den forurenede lokalitet, enten estimeret eller målt, bliver opblandet i overfladevandet og det er muligt at beregne en forventet koncentration af de relevante forureningsstoffer i overfladevandet på baggrund af en række af opblandingsmodeller.

Forureningsfluxen kan måles ved en række feltmetoder, der kan bruges i alle typer overfladevand. Metoderne dækker både kvalitative metoder til stedbestemmelse af indsivningszoner til overfladevandet og kvantitative metoder til bestemmelse af grundvandsflux og forureningsflux. Et udvalg af feltmetoderne har været afprøvet på en case-lokalitet, nemlig Grindsted Å og forureningsfanerne fra Grindstedværket og Grindsted Losseplads, der løber ud i åen. Feltmetoderne dækker blandt andet temperaturmålinger til identifikation af indsivningszoner i åbunden, piezometermålinger, vandføringsmålinger med bestemmelse af medianminimumsvandføring og udtagning af prøver i overfladevandet.

Påvirkningen af overfladevandet måles i forhold til de givne kvalitetskriterier for overfladevand (BEK 1022, Miljøstyrelsen, 2010a). De forskellige overfladevandstyper består af vandløb, søer og marine miljøer, der yderligere kan inddeles i fjorde og kyster. Opblandingsforholdene i disse fire typer overfladevand er grundlæggende forskellige. For vandløb er medianminimumsvandføringen en forholdsvis velestimeret parameter, der kan anvendes som et konservativt estimat, men ikke "worst case", for vandføringen i de fleste danske vandløb. I forhold til den geometriske udbredelse af en forureningsfane i et vandløb er i forbindelse med det GIS-baserede screeningsværktøj udviklet en analytisk model for opblandingen af en grundvandsforureningsfane i at vandløb på baggrund af ligninger for en punktformet kilde. Ved opblandning i fjorde og søer er ligeledes i forbindelse med Screeningsværktøjet opstillet numeriske opblandingsmodeller for en række søer og fjorde. For den åbne kyst findes allerede en opblandingsmodel, baseret på numeriske modelberegninger i det såkaldte Dashboard.

Den endelige fremgangsmåde til risikovurderinger tager derfor sit udgangspunkt i den automatiske screening, hvor en række V1 og V2- kortlagte lokaliteter kan risikovurderes, først ved den automatiske screening med Screeningsværktøjet og, hvis lokaliteten udpeges, videre i den bearbejdede screening, hvor der inddrages konkrete informationer om den enkelte forurenede lokalitet på baggrund af undersøgelsesrapporter og andet eksisterende data. Hvis lokaliteten på denne baggrund vurderes at udgøre en risiko, inddrages feltundersøgelser og yderligere dataindsamling. Resultaterne herfra medtages i Basisanalysen, der udfærdiges i Vandplanen for det pågældende overfladevand og det er herefter vandmyndighedens opgave at udpege de lokaliteter, hvor der skal iværksættes afværgetiltag.

De forurenings-sager, der truer overfladevand er dels 43 allerede udpegede såkaldte "store forurenings-sager" og en række V1 og V2 kortlagt lokaliteter, som er udpeget med Miljøstyrelsens nyudviklede Gis-baserede screeningsværktøj.

# Summary and Conclusion

The introduction of the Water Framework Directive into the Danish Soil pollution act causes an expansion in the field of work of the Danish Regions to also include the mapped sites that may have an impact on surface water. To facilitate this The Danish Environmental Protection Agency has developed a tool for mapping of those polluted sites. As a supplement for this, this report presents a general method for risk assessment of those polluted sites in relation to surface water and with this a relatively new work field is introduced within the framework of the Danish Soil Pollution Act.

The risk assessment method is based on the source-transport-receptor model, where the receptor in this case is surface water bodies. The contaminant flux of the polluted site, either estimated or measured, will be mixed into the surface water and it is possible to calculate an expected concentration of relevant compounds in the surface water using a number of numerical and analytical mixing models.

The contaminant flux can be measured with a number of field methods, applicable for all types of surface water. The methods cover both qualitative methods for localization of inflow-zones into surface water and quantitative methods for estimation of groundwater flux and contaminant flux. A selection of the field methods has been tried at a case-location, Grindsted Stream and the contaminant plumes origination from The Grindsted Chemical Plant and Grindsted Landfill, which discharges into the stream. The field methods cover temperature measurements for identification of inflow zones in the stream bottom, piezometer measurements, discharge measurements for estimation of the median minimum discharge and sampling of surface water.

The impact of surface water is measured according to the given criteria for surface water (BEK 1022). The different surface water bodies consist of streams, lakes and marine environments, subdivided into coast and fjords. Mixing conditions in these types of surface water is different for each one. For streams the median minimum discharge is a relatively well estimated parameter, which can be used as conservative estimate, but not a “worst case” scenario for the discharge in Danish streams. For the geometrical extension of a contaminant plume in a stream an analytical model for mixing has been developed in relation to the GIS based screening tool, based on equations for a point source. For mixing in fjords and lakes specific numerical models has been developed, also in relation to the GIS-based screening tool. For coasts a mixing model already exists, based on the so-called Dashboard, developed by the Danish EPA.

The final method for risk assessment is based on the automatic screening, where a number of suspected polluted sites (V1) and proved polluted sites (V2) can be assessed, initially in the automatic screening and, if a risk is found, further on in the manually adjusted screening, where location specific information based on investigation reports and other existing data can be considered. If the sites are still considered a risk, field studies and further data collection must be done. The results from the field studies are included in the Base Analysis done for each Water Plan of the relevant surface water body and the task of appointing remediation actions is then the task of the water authority.

Pollutions that are considered a risk towards surface water are the 43 so-called “great soil pollution cases” and a number of suspected polluted sites (V1) and proved polluted sites (V2), appointed in the newly developed GIS-based screening tool.

# 1. Indledning

## 1.1 Baggrund

Ændring af jordforureningsloven (Lov nr. 490 af 21. maj 2013) betyder, at regionerne udover hensynet til menneskers sundhed og drikkevand, er forpligtet til systematisk at inddrage arealer med forurening, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer og kystvande) eller internationale naturbeskyttelsesområder.

Hensynet til overfladevand og natur sikrer dermed overensstemmelse mellem prioritering af indsatsen efter jordforureningsloven og vand- og naturplanerne.

I vandplanerne beskrives, hvordan overfladevande via kommunale handleplaner i 2015 skal overholde "god økologisk og kemisk standard", hvilket i en række tilfælde må antages at være uforeneligt med udsivning af forurenede grundvand til overfladevandet. I tilknytning til miljømålsloven (I Danmark er vandrammedirektivet gennemført i miljømålsloven) er der med bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder fastsat en række krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer og havet (BEK 1022, Miljøstyrelsen, 2010a).

Miljøkvalitetskravene kan accepteres overskredet indenfor udpegede blandingszoner. Uden for zonerne gælder miljøkvalitetskravene derimod. Behovet for indsats overfor overfladevandstruende jordforureninger vil som udgangspunkt været styret af miljøkvalitetskravene og afgrænsningen af blandingszoner for vandområderne.

## 1.2 De truende jordforureninger

I Miljøstyrelsens opgørelse over store forureningsager (Miljøstyrelsen, 2007) optræder en række sager, hvor regionerne har vurderet, at der kan være risiko for overfladevand. Formodningen er, at forureninger med en vis størrelse og dermed kildestyrke vil udgøre en risiko for overfladevand, og at de såkaldte store forureningsager i nogle tilfælde vil have en kildestyrke, der kan påvirke naturen trods fortynding i overfladevandet.

Ud over de store sager, som der allerede er udført en indledende risikovurdering af, vil der også være andre og mindre forureninger, der kan påvirke overfladevand. Miljøstyrelsen GIS-baseret screeningsværktøj, vil på et indledende niveau identificere de V1 og V2-kortlagte sager, som potentielt truer overfladevand.

## 1.3 Formål

Rapportens overordnede formål er at introducere regionernes nye indsatsområde overfladevand dvs. de i vandplanerne målsatte vandløb, søer og kyster. Herudover er målet at opstille en generel metodik til risikovurdering af de overfladevandstruende lokaliteter. Risikovurderingen vil skulle gå forud for beslutninger om eventuelle risikoreducerende tiltag eller egentlig oprensning.

Rapporten giver et indblik i relevante metoder, der kan bruges til at evaluere omfanget af udsivningen af forureningsstoffer til overfladevand, herunder vurdere forureningsers opblanding og fortynding i de forskellige overfladevandssystemer (vandløb, søer og kyster). Udover litteratursøgning og indsamling af eksisterende viden, har en stor del af dette projekt været at afprøve de i rapporten nævnte metoder og koncepter på et konkret vandløb.



Rapporten er ikke en håndbog eller vejledning, men en opsamling af, hvad der findes af eksisterende metoder, såvel teoretiske og beregningsmæssige, som feltorienterede, til at risikovurdere de tilfælde, hvor udsivning af forurenede grundvand fra en forurenede lokalitet kan udgøre en trussel for overfladevandets kemiske og økologiske tilstand.

#### **1.4 Målgruppe**

Med ændringen af Jordforureningsloven pr. 1. januar 2014, bliver det en opgave for regionerne at identificere, undersøge, risikovurdere og evt. afværge jordforureninger, der kan påvirke overfladevand. Derfor vil denne rapport primært henvende sig til sagsbehandlere i regionerne og de rådgivere, som skal arbejde med problemstillingen. Imidlertid bliver der behov for at integrere såvel Naturstyrelsen som kommunerne i arbejdet, og derfor vil rapporten også have relevans for disse aktører.

#### **1.5 Metode**

Rapporten er en introduktion til problemstillingerne omkring jordforureninger og overfladevand, og der præsenteres i hovedrapporten en række metoder og fremgangsmåder, der kan bruges til risikovurdering.

Ved et litteraturstudie er gennemgået en række feltbaserede metoder til undersøgelse af forureningsfluxen udstrømning til overfladevand og beregningsmetoder og modeller for opblanding her i.

For at konkretisere problemstillingerne bruges der i rapporten en gennemgående case, nemlig Grindsted Å, der påvirkes af 2 forureningsfaner fra hhv. Grindstedværket og Grindsted losseplads. Lokalt er udvalgt som repræsentant for én af de store forureningsager (jvnf. kapitel 2.1) og den typiske overfladevandstype, nemlig vandløb (jvnf. kap. 2.1.2 og 2.2.2). Der har i forbindelse med case-studiet været udført et omfattende feltarbejde i Grindsted Å. Den fulde afrapportering af dette arbejde findes i Appendix I og II og udvalgte erfaringer fra feltarbejdet er medtaget som faktabokse i kapitel 4 og 5.

## 2. Forurenings-sager, der truer overfladevand

For at identificere de forureningssager, der kan true overfladevand har Miljøstyrelsen udviklet et screeningsværktøj. Ligeledes har Regionerne udpeget en delmængde af store forureningssager, der på det nuværende undersøgelsesniveau vurderes at udgøre en trussel for overfladevand.

### 2.1 Identifikation af V1 og V2 kortlagte lokaliteter

Udover de 43 store forureninger, der tidligere er vurderet til at være en trussel for overfladevand, forventes en række mindre forureningssager potentielt at udgøre en risiko over for overfladevand. Til at udpege disse sager har Miljøstyrelsen udviklet et GIS-baseret screeningsværktøj, som kan identificere de V1- og V2-kortlagte lokaliteter der kan udgøre en trussel i forhold til overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013a). Screeningen består af en automatisk screening og en manuel bearbejdning. I den automatiske screening tages der udgangspunkt i en række standardparametre og kriterier. I den manuelle bearbejdning skal regionen gennemgå parameterværdier og kriterier på de lokaliteter, der er udvalgt ved den automatiske screening. Ved gennemgangen skal regionen justere standardparametre og kriterierne i forhold til konkret viden. Opbygning og nærmere anvendelse af screeningsværktøjet er forklaret i kapitel 9 og i de enkelte delrapporter (Miljøstyrelsen, 2013a-d).

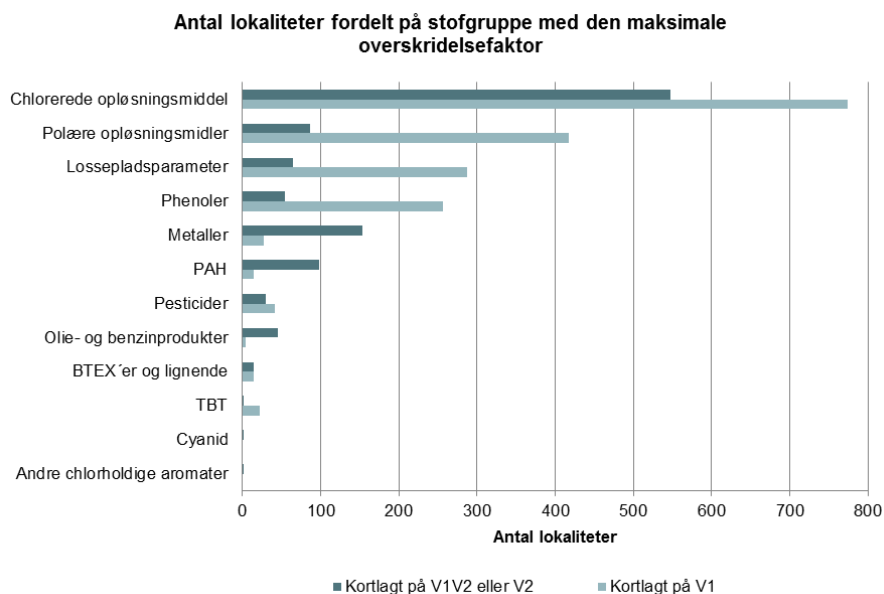
De følgende to afsnit giver **foreløbige** resultater på anvendelsen af screeningsværktøjets automatiske screening. Det skal bemærkes, at ikke alle kriterier er på plads på nuværende tidspunkt. Her tænkes særligt på de brancher og aktiviteter, der skal dække de gamle lossepladser, samt de stoffer der skal allokeres til dem. Det er estimeret, at inddragelsen af anbefalinger fra et sideløbende projekt om lossepladser og overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e) vil medføre flere lossepladser i den automatiske screening.

De foreløbige resultater er kort præsenteret i det følgende.

#### 2.1.1 Brancher og stoffer

Den såkaldte automatiske screening er første trin i risikovurderingen af V1 og V2 lokaliteterne og bruger forskellige fremgangsmåder alt efter om lokaliteten er kortlagt på vidensniveau 1 (V1) eller vidensniveau 2 (V2). Figur 2.5 viser fordelingen af overskridelser af kriteriet fordelt efter modelstoffer. Data er inddelt alt efter om lokaliteten er tildelt et modelstof på baggrund af branche (V1) eller fra opslag i DK-Jord (lokaliteter der både er V1 og V2 samt udelukkende V2).

I modsætning til de store forureninger er det blandt hele mængden af V1 og V2 kortlagte sager de chlorerede opløsningsmidler, der ser ud til potentielt at udgøre den største trussel mod overfladevand, mens de polære opløsningsmidler (hvor MTBE er brugt som modelstof), er den næstmest forekommende for V1, mens det er metaller, der udgør de næst fleste overskridelser for V2 og V2/V1. Den høje forekomst af forureninger med chlorerede opløsningsmidler skyldes, at screeningsværktøjet omregner alle forekomster af chlorerede stoffer til vinylchlorid (VC), der har et relativt lavt kriterie i overfladevand (jf. Bek 1022, Miljøstyrelsen, 2010a).

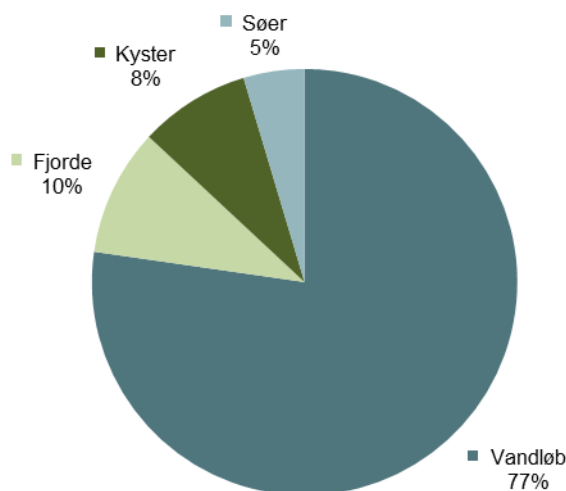


**FIGUR 2.1**  
 PROBLEMATISKE STOFFER, SOM FUNDET I DEN INDLEDENDE SCREENING. LOKALITETERNE ER INDELT EFTER DET STOF, DER HAR DEN HØJESTE OVERSKRIDELSEFAKTOR I FORHOLD TIL KRITERIET FOR OVERLFADEVAND. (MILJØSTYRELSEN, 2013A)

De brancher, der er mest repræsenteret blandt de screenede lokaliteter er aktiviteter med benzen og MTBE samt overfladebehandling, hvor der er koblet chlorerede opløsningsmidler på lokaliteten. Det er desuden vigtigt at bemærke, at lossepladser ikke optager en fremtrædende plads i statistikken, da det er vanskeligt at definere lossepladser som branche eller aktivitet ved opslag i regionernes databaser. Lossepladser vil derfor først fremgå af screeningen, når resultater fra dette projekt foreligger (Miljøstyrelsen, 2013e).

### 2.1.2 Typer af overfladevand

Den indledende screening viser, at vandløb er den type af overfladevand, der udgør det største antal af potentielt truede overfladevandstyper (se Figur 2.6). Hver tiende af de lokaliteter, der vurderes at true et vandløb ligger samtidig inden for en afstand til sø, fjord eller kyst, der gør, at de også kan true disse typer af overfladevand, hvilket gør at den enkelte lokalitet er talt med flere gange i figur 2.6.



**FIGUR 2.2**  
 FORDELINGEN AF OVERFLADEVANDSTYPER, DER ER POTENTIELT TRUET AF V1 OG V2 KORTLAGTE  
 LOKALITETER. (MILJØSTYRELSEN, 2013A)

## 2.2 De store forureningssager

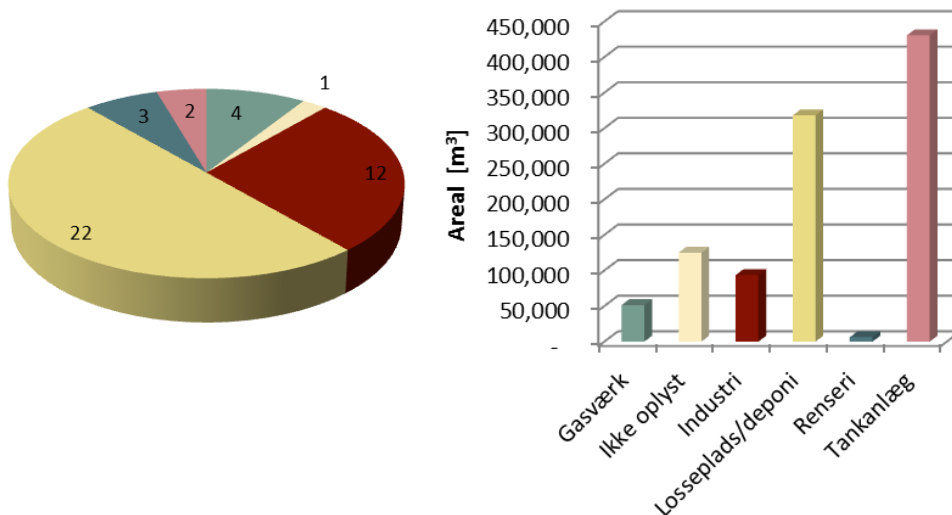
I en opgørelse fra Miljøstyrelsen og Regionerne (2007) er udpeget 122 af de kortlagte forureningssager, hvor afholdte og fremtidige omkostninger til oprydning forventes at overstige eller har overstegt 10 millioner kroner (Miljøstyrelsen, 2007). Data om de forurenede lokaliteter er indsamlet fra regionernes databaser.

Regionerne har i dette datasæt udpeget 43 sager, hvor der vurderes at være risiko for, eller allerede sker, en udvaskning af forureningsstoffer til overfladevand (vandløb, søer og hav og fjorde).

### 2.2.1 Brancher og stoffer

Ser man på branchefordelingen, er det især lossepladser og deponier der er de dominerende trusler, der alene udgør næsten halvdelen af de store sager (Figur 2.3 tv). Derefter kommer forskellige typer af industri, der er samlet i samme branchebeskrivelse. I den arealmæssige fordeling stikker de to tankanlæg ud og udgør et meget stort areal (Figur 2.3 th). Det skyldes primært Prøvestenen i Københavns Havn, der alene udgør et areal på 0,86 km<sup>2</sup>.

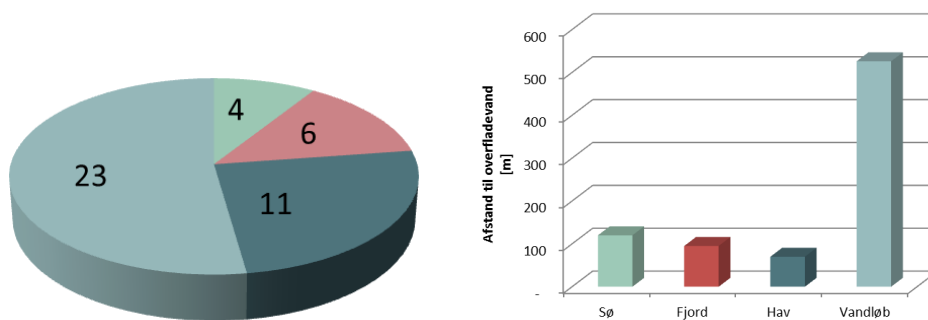
De store sager dækker over 6 brancher, der hver især har sine typiske forureningsstoffer. Renserierne er forurenede med chlorerede opløsningsmidler som TCE og PCE samt nedbrydningsprodukter heraf. På de gamle gasværksgrunde findes typisk cyanid, men også tungmetaller og tjære og tankanlæggene har indeholdt BTEX, diesel og benzinstoffer. Lossepladser og deponier indeholder ofte industriaffald, der gør det vanskeligt at give et generelt billede af typiske stofgrupper, idet industri dækker over alt fra metalforarbejdning og køleskabsproducenter til kemikalie- og medicinalindustri, samt perkolatparametre som fx opløst jern, NVOC og ammonium. For mere detaljeret beskrivelse af forureningsstoffer fra lossepladser henvises til Miljøstyrelsens kommende udgivelse om lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e).



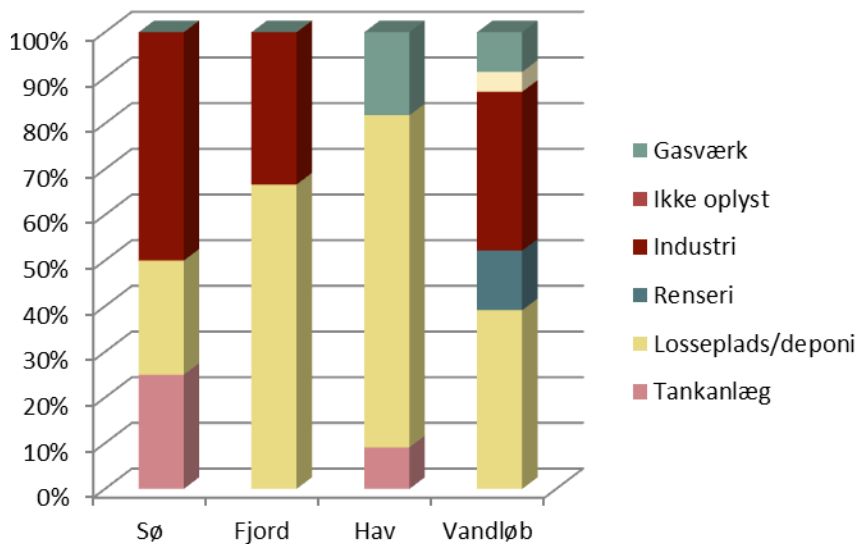
**FIGUR 2.3**  
BRANCHEFORDELINGEN PÅ DE STORE FORURENINGSSAGER, DER TRUER OVERFLADEVAND (TV) SAMT DERES GENNEMSNITLIGE AREAL (TH).

### 2.2.2 Typer af overfladevand

I regionernes jordforureningsdatabaser skelnes mellem 2 typer af ferskvand, søer og vandløb og 2 typer af marine områder, hav og fjorde. Over halvdelen af de udpegede overfladevandstyper er vandløb af varierende størrelse, fra mindre, delvist rørlagte bække til større vandløb som Århus Å og Odense Å (Figur 2.4 tv). Vandløbene ligger ofte meget tæt på lokaliteten (inden for 100 meter), men et par enkelte ligger 2-3 kilometer fra lokaliteten, hvilket gør gennemsnitsafstanden noget misvisende (Figur 2.4 th). Kun 4 søer vurderes at være truede, og en enkelt af disse er allerede i vandplanen karakteriseret som stærkt forurenet, nemlig den arsenforurenede Geding Sø ved Mundelstrup tæt på Århus (Naturstyrelsen, 2012).



**FIGUR 2.4**  
DEN GENNEMSNITLIGE AFSTAND TIL OVERFLADEVAND FRA DE STORE FORURENINGSSAGER (TV) SAMT FORDELINGEN AF OVERFLADEVANDSTYPER (TH).



**FIGUR 2.5**  
 FORDELING AF HVILKE BRANCHER PÅ DE STORE FORURENINGSSAGER, DER TRUER HVILKE  
 OVERFLADEVANDSTYPER.

Bemærkelsesværdigt er det, at rensierne alle er vurderet til at true vandløb, hvilket må skyldes en konservativ betragtning om risikoen for dannelsen af vinylchlorid, der som nævnt har et relativt lavt kriterie i overfladevand. Desuden er rensier ofte beliggende i forbindelse med byer, som ofte er anlagt omkring et vandløb (Figur 2.5).

### 2.3 Hvad karakteriserer de overfladevandstruende lokaliteter?

Både fra regionernes udpegning af store forureningssager og screeningsværktøjets første kørsel, står det klart at en række forurenede lokaliteter sandsynligvis påvirker overfladevand og bør undersøges og risikovurderes. I forhold til grundvandsforurening, der truer vandforsyning, er det ofte lidt andre brancher og stoffer der bør fokuseres på.

Branche	Typisk stofgruppe	Særligt problematiske stoffer i forhold til overfladevand
Gasværker	BTEX, tungmetaller, cyanid, tjære, sulfat	Phenoler (mobilitet) Cyanid (mobilitet)
Losseplads, deponi og affaldshåndtering	Lossepladsperkolat Lossepladsgas Tungmetaller Specifikke organiske stoffer	Se rapport om lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e)
Industri	Adskillige	Pesticider (toksicitet) Formentlig flere, da branchen dækker mange stofgrupper
Renserier	Chlorerede opløsningsmidler	Formentlig ingen moderstoffer Vinylchlorid (VC) dog problematisk pga. lavt kriterie
Tankanlæg	BTEX, diesel, benzinstoffer	Formentlig ingen?

TABEL 1

UDVALGTE BRANCHER OG RELATEREDE, DERFRA KOMMENDE, SÆRLIGT PROBLEMATISKE STOFFER I FORBINDELSE MED OVERFLADEVAND

I **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** er listet de typiske stoffer for en række udvalgte rancher, der typisk et at finde blandt jordforureningssager. Kolonnen længst til højre indeholder stoffer, der kan være særligt problematiske i forhold til overfladevand. Det vil omfatte stoffer, der ikke nedbrydes i grundvandet, har en høj mobilitet, ikke fordamper fra overfladevandet og kan ophobes i sediment. Arsen og visse pesticider er typiske eksempler, men der kan sagtens være mange andre stoffer, der efter en nærmere stofs specifik risikovurdering, vil vise sig at udgøre en trussel for overfladevand. Desværre er der i regionernes jordforureningsdatabaser ikke angivet hvilke specifikke pesticider og andre komplekse organiske forbindelser, der er fundet på de forurenede lokaliteter.

En del af de organiske forbindelse har en ret høj vandopløselighed, fx BTEX'erne og de chlorerede opløsningsmidler, men må, da de er meget flygtige, forventes at afdampe fra overfladevandet. Dette er for eksempel set med TCE forureningen i Lille Skensved Å (McKnight et al., 2010). Her udmunder en TCE-fane i åen, men på grund af fordampning er kvalitetskriteriet kun overskredet i en 300 meter zone omkring fanen.

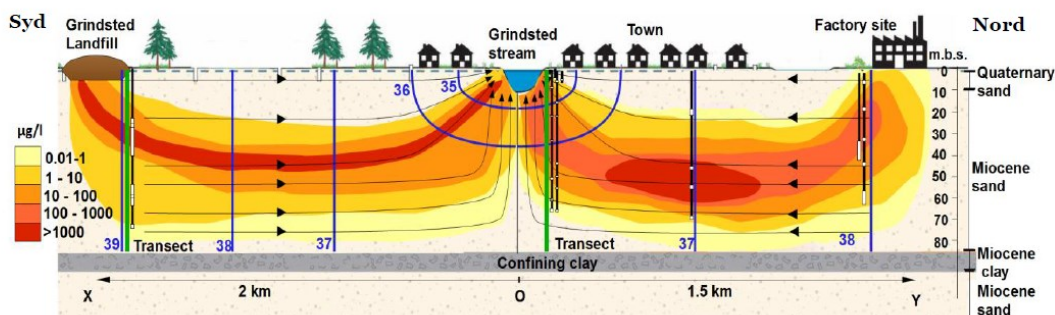
I forhold til problematiske stoffer i grundvand er det andre stofgrupper, der viser sig at udgøre problemer for overfladevand. De chlorerede opløsningsmidler og pesticider er de stoffer, der udgør det største problem i forbindelse med grundvandsressourcen, men er ikke så stærkt repræsenteret mellem de store forureningssager, der truer overfladevand. Derimod er det lossepladserne og deponierne, der indeholder flest potentielt skadelige stoffer for overfladevand. Det er altså blandt de store sager en anden type af forurenede grunde, der potentielt truer overfladevandet, end de, der kun er udpeget med grundvandsressourcen for øje.

De 2 undersøgelser, af hhv. de store forureningssager og den automatiske screening, viser desuden samstemmende, at langt de fleste af de overfladevandstruende jordforureninger ligger i nærheden af vandløb, der derfor ser ud til at være den mest udsatte overfladevandstype. Desuden vil den ringere fortynding i vandløbene kontra fjorde og kyster gøre dem yderligere sårbare. Dette har været en medvirkende årsag til udvælgelsen af Grindsted Å som caselokalitet for afprøvning af feltmetoderne (se i øvrigt Appendix I).

## 2.4 Case: Grindsted

Grindsted Å blev udvalgt til at afprøve projektets generelle risikovurderingsmetoder i praksis, da åen repræsenterer en situation, hvor grundvandtstilstrømningen udgør en væsentlig del af den samlede vandtilførsel til åen. Å-systemet er velundersøgt og påvirkningen fra de to store nærtliggende forurenende punktkilder, Grindstedværket og Grindsted gamle losseplads, der repræsenterer to ud af de store forureningssager i Danmark (Petersen, 2012; Miljøstyrelsen, 2007), er veldokumentet.

Placeringen af de to store forureningssager Grindstedværket og Grindsted Gl. losseplads i forhold til Grindsted Å er vist på Figur 2.7. De to punktkilder er begge karakteriseret af atypiske miljøfremmede stoffer, som er produkter fra medicinalindustrien på Grindstedværket, såsom barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyrer. Selve Grindstedværkets grund (kaldet Fabriksgrunden) indeholder desuden store mængder af chlorerede opløsningsmidler, som tetrachlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE) (Ejlskov, 2005). Den gamle losseplads har i en periode fungeret som deponi for Grindstedværket (Bjerg og Kjeldsen, 2010).



**FIGUR 2.6**  
 KONCEPTUEL MODEL AF FORURENINGSFANERNE FRA HHV. GRINDSTED LOSSEPLADS (TV) OG FABRIKSGRUNDEN UNDER GRINDSTEDVÆRKET (TH) OG DERES BIDRAG TIL GRINDSTED Å (PETERSEN, 2012).

I Grindsted Å har tidligere undersøgelser vist, at der i overfladevandet kan genfindes chlorerede stoffer og deres nedbrydningsprodukter, samt barbiturater og sulfonamider, der med al sandsynlighed stammer fra enten Grindsted Losseplads eller Fabriksgrunden (Ejlskov, 2005; Grundvandskontoret, 2006; Jord og Affald, 2011; Petersen, 2012).

Yderligere oplysninger om lokaliteten og resultaterne af de undersøgelser, der er lavet på forureningens på virkning af overfladevand, findes i Appendix I.



# 3. Rammen for den offentlige indsats over for overfladevandstruende jordforureninger (Jordforureningsloven)

EU's vandrammedirektiv samt naturdirektiver pålægger medlemslandene at træffe foranstaltninger om en aktiv indsats for at undgå forringelser af vand- og naturområder. Denne pligt til indsats vil skulle afspejles i prioriteringen af den offentlige indsats over for forurenede jord, i forhold til jordforurening, som kan spredes til vand- og naturområder. Vandrammedirektivet og naturdirektiverne er bl.a. gennemført i lov om miljømål (miljømålsloven), der regulerer vand- og naturplanlægningen.

Den 14. maj 2013 blev der vedtaget en ændring af jordforureningsloven (Lov nr. 490 af 21. maj 2013). Lovændringen betyder at regionerne – udover hensynet til menneskers sundhed og drikkevand - er forpligtet til systematisk at inddrage arealer med forurening, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer eller havet) eller internationale naturbeskyttelsesområder.

Hensynet til overfladevand og natur er nødvendigt for at sikre overensstemmelse mellem prioritering af indsatsen efter jordforureningsloven og vand- og naturplanerne. Den viden, der tilvejebringes for de forureninger, der kan have skadelig virkning på overfladevand eller natur, skal anvendes i næste generations vandplaner.

I de følgende afsnit er der kort redegjort for miljømålsloven, og for lovændringens betydning for regionerne.

## 3.1 Miljømålsloven

Miljømålsloven opdeler Danmark i vanddistrikter, og for hvert af disse vanddistrikter skal der udarbejdes vandplaner for miljøtilstanden af overfladevand og grundvand. Derudover fastlægger loven, hvordan det forudgående arbejde med forberedelse af vandplanerne skal finde sted. Fastsættelse af vandplanernes miljømål, indholdet af vandplanerne samt tidsfrister for tilblivelse af disse følger desuden af miljømålsloven.

Det er et generelt miljømål, at der senest i 2015 skal være opnået god tilstand for alt overfladevand og grundvand. Denne frist kan i visse tilfælde forlænges i op til to planperioder, hvilket vil sige til 2027.

For hvert vanddistrikt skal der forud for udarbejdelse af vandplanerne gennemføres en analyse af vandområdets karakteristika, vurdering af menneskelige aktiviteterets indvirkning på

overfladevandets og grundvandets tilstand (basisanalyse). Basisanalysen er grundlaget for de efterfølgende vandplaner. Indsamlede oplysninger om kortlagte ejendomme efter jordforureningsloven er blandt de oplysninger, der skal indgå i en samlet opgørelse af påvirkninger af vandområderne.

På baggrund af bl.a. basisanalysen skal der udarbejdes indsatsprogrammer som en del af vandplanerne, hvilket efterfølgende udmøntes i kommunale handleplaner.

Natura 2000-planerne (naturplanerne) indeholder langsigtede målsætninger for områdernes naturtilstand (gunstig bevaringsstatus) og indeholder som vandplanerne en basisanalyse og et indsatsprogram.

Vandplanerne og naturplanerne lægger en ramme for andre myndigheder, idet de ved udøvelsen af deres beføjelser er bundet af vandplanerne, naturplanerne og de kommunale handleplaner.

## **3.2 Lovændringen**

### **3.2.1 Formål**

Hovedformålet med loven er at sikre, at regionsrådet systematisk inddrager arealer, hvor der er forurening eller forureningskilder, der kan have skadelig virkning på grundvand, overfladevand (vandløb, søer eller havet) eller internationale naturbeskyttelsesområder, under den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats i lov om forurennet jord (jordforureningsloven).

Lovændringen har desuden til formål at sikre, at den oversigt, som regionsrådene skal udarbejde over områderne for den offentlige indsats, stemmer overens med vandplanerne og naturplanerne, og at regionerne iværksætter den fornødne indsats for at opfylde indsatsprogrammerne i disse planer.

Derigennem sikres, at den offentlige indsats efter loven er i overensstemmelse med planlægningen og prioriteringen af indsatserne i vandplanerne og naturplanerne efter henholdsvis EU's vandrammedirektiv (Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger) og habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne (Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter og Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2009/147/EF af 30. november 2009 om beskyttelse af vilde fugle).

### **3.2.2 Opgavens omfang**

Miljøstyrelsen har gennemført en række projekter for at få et overblik over omfanget af jordforureninger, der kan have skadelig virkning på overfladevand, og hvordan indsatsen med identifikation af og afværgeforanstaltninger over for disse forureninger bedst kan løses. Projekterne er hovedsageligt udført i regi af teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

Projektresultaterne sammenholdt med regionernes erfaringer med grundvandsindsatsen indikerer, at selv om en stor del af de i dag kendte jordforureninger ligger forholdsvis tæt på overfladevand eller naturområder, er det sandsynligvis kun et fåtal af dem, der reelt har skadelig virkning på disse områder.

### **3.2.3 Opgaven**

Regionsrådet skal systematisk fastlægge arealer, hvor der er forurening eller forureningskilder, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer eller havet) eller internationale naturbeskyttelsesområder, og inddrage disse under den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats i jordforureningsloven. Herudover skal regionsrådet som hidtil fastlægge de arealer, hvor der er

forurening eller forureningskilder, der kan have skadelig virkning på et areal med bolig, børneinstitution eller offentlig legeplads.

I tilknytning til lovændringen følger en bekendtgørelse om regionernes fastlæggelse af indsatsområder for den offentlige indsats, herunder den metode, de kriterier og den prioritering regionerne skal lægge til grund. Fastlæggelsen af arealer med overfladevandstruende forurening, skal ske med afsæt i kortlægningsviden på vidensniveau 1 eller vidensniveau 2. Fastlæggelsen skal gennemføres inden for 5-årig periode fra 2014 frem til og med 2018, så resultaterne bliver tilgængelige for vandplanernes basisanalyse og tilstandsvurdering vedrørende vandplanerne og naturplanerne for 2021.

Til brug for regionsrådets fastlæggelse har Miljøstyrelsen udviklet et it-baseret værktøj (se afs. 2.2 og 9.1) til at identificere de overfladevandstruende jordforureninger, som kan have skadelig virkning på overfladevand.

I forbindelse med fastlæggelsen er det ikke hensigten, at regionerne skal fremskynde den hidtidige kortlægning. For så vidt angår arealer, som ikke er kortlagt på tidspunktet for ændringslovens ikrafttrædelse, må fastlæggelsen afvente, at regionerne når til dem som led i deres traditionelle kortlægningsindsats, hvorefter værktøjet til brug for identifikation og den senere fastlæggelse skal anvendes. Det skønnes i bemærkningerne til loven, at regionerne således samlet set vil skulle anvende værktøjet på mellem 35.000 og 40.000 kendte eller potentielle jordforureninger i perioden 2014-2018, og at resultatet vil være en identifikation af i størrelsesordenen 200-500 potentielt overfladevandstruende jordforureninger.

Det kan dog blive nødvendigt at bringe nogle af de forventeligt 200-500 potentielt overfladevandstruende jordforureninger, der er kortlagt på vidensniveau 1, frem til vidensniveau 2 for at få verificeret, at der er en forurening, som kan have skadelig virkning på overfladevand. Derudover kan den hidtidige kortlægningsindsats blive fremskyndet ved, at man bliver opmærksom på forurening i overfladevand, som synes at stamme fra jordforurening.

I forhold til eventuelle forureninger eller forureningskilder, som måtte udgøre en risiko for *internationale naturbeskyttelsesområder*, vurderes kun forurening af overfladevand i områderne at være relevant, hvilket dermed også vurderes dækket ind af den fastlæggelse, der her er nævnt. Eventuel påvirkning af terrestriske, internationale naturbeskyttelsesområder fra jordforurening vurderes således ikke – eller kun yderst sjældent – at være aktuel, men vil i givet fald også kunne håndteres inden for rammerne af jordforureningsloven.

Det skønnede antal jordforureninger, der har skadelig virkning på overfladevand eller natur, forventes ifølge Miljøstyrelsens skøn at være i størrelsesordenen 60-70 jordforureninger ud af de 200-500 potentielt overfladevandstruende jordforureninger.

Herudover vil der kunne opstå sager, som kræver umiddelbare foranstaltninger for at undgå skadelige virkninger fra jordforurening. Det drejer sig om jordforureninger, der bevirker en forringelse af et vandområde eller af naturtyper eller levesteder for de arter i et Natura 2000-område, som områderne er udpeget for, og som giver anledning til et umiddelbart behov for afværgeforanstaltninger, idet en sådan forringelse skal undgås i henhold til vandrammedirektivet og naturdirektiverne. Selv om der i realiteten forventes meget få sager med behov for umiddelbare foranstaltninger, kan det føre til, at den øvrige indsats må neddrøses til fordel herfor. Det kan dreje sig om midlertidige afværgeforanstaltninger i en overgangsperiode, indtil der i forbindelse med den samlede prioritering om nødvendigt træffes beslutning om mere permanente foranstaltninger, oprensning m.v.

# 4. Elementer i risikovurdering

## 4.1 Princippet for risikovurderingen

Risikovurdering inkluderer generelt en identifikation af forureningskilder og potentielle receptorer, der kan blive påvirket af forureningsfanen. Forureningskilden og receptoren sammenkobles via stoftransporten mellem de to områder. I forbindelse med risikovurdering af punktkilder kan miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser dermed ofte vurderes ved hjælp af kæden: "Kilde – transport – receptor", som illustreret i Figur 4.1.

I nærværende rapport relaterer kilden sig til typen af punktkildeforurening, samt kildestyrken i form af mængde og koncentration som funktion af tiden. Transporten beskriver strækningen fra punktkilden til receptor, hvor stoftransport og attenuering kan foregå i både den umættede zone, indledningsvist, og i den mættede zone hen til overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Receptor udgør det potentielt truede vandområde, der består af overgangszonen og selve overfladevandet (vandløb, søer og det marine miljø).

Risikovurderingen bruges til at vurdere om/hvordan de tre led i kæden er forbundet. Det er dermed muligt at vurdere, om der er tale om en reel risiko, samt hvordan kæden eventuelt kan brydes ved fx oprensning af kildeområdet eller andre risikoreducerende tiltag undervejs i systemet.

Princippet for risikovurderingen for de to første led i risikokæden er tilsvarende risikovurderingen for grundvandsressourcer, der er truet af forurening fra punktkilder (fx Miljøstyrelsen, 1998; Overheu et al., 2011; Trolldborg et al., 2008, 2009). Det er dermed det sidste led i kæden, der er principielt anderledes fra den anvendte fremgangsmåde ved risikovurdering af grundvandsressourcer, hvorfor fokus i denne rapport vil være på dette led i risikovurderingen.

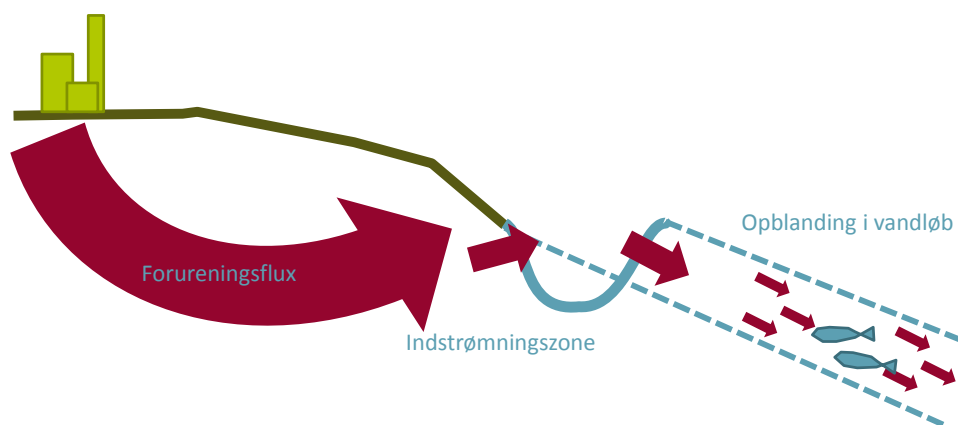
## 4.2 Opstilling af konceptuel model

Efter udpegning af en lokalitet med screeningsværktøjet for potentielt overfladevandtruede lokaliteter (Miljøstyrelsen, 2013a) vil det være nødvendigt at udvide risikovurderingen af den enkelte lokalitet individuelt.

Som det første trin i risikovurderingen opstilles der en konceptuel model af systemet fra punktkilden til vandområdet. Den konceptuelle model beskriver forureningssituationen, geologien, hydrogeologien, transporten og attenueringen i systemet.

Den konceptuelle model opstilles på baggrund af indsamling af relevant viden for hvert af de tre led i risikokæden (Figur 4.1). Den konceptuelle model er en dynamisk størrelse, der i første omgang kan opstilles på baggrund af eksisterende viden. Efterhånden som nye data bliver tilgængelige kan detaljeringsgraden af den konceptuelle model øges, hvormed eventuelle videnshuller kan udfyldes og usikkerheden på den konceptuelle model mindskes.

Den konceptuelle model er vigtig for den videre beregning af forureningsfluxen, hvormed usikkerheder i den konceptuelle forståelse af systemet vil medføre usikkerhed på resultaterne og dermed risikovurderingen. Det er derfor vigtigt, at eventuelle usikkerheder og simplificerende antagelser beskrives sammen med opstillingen af den konceptuelle model.

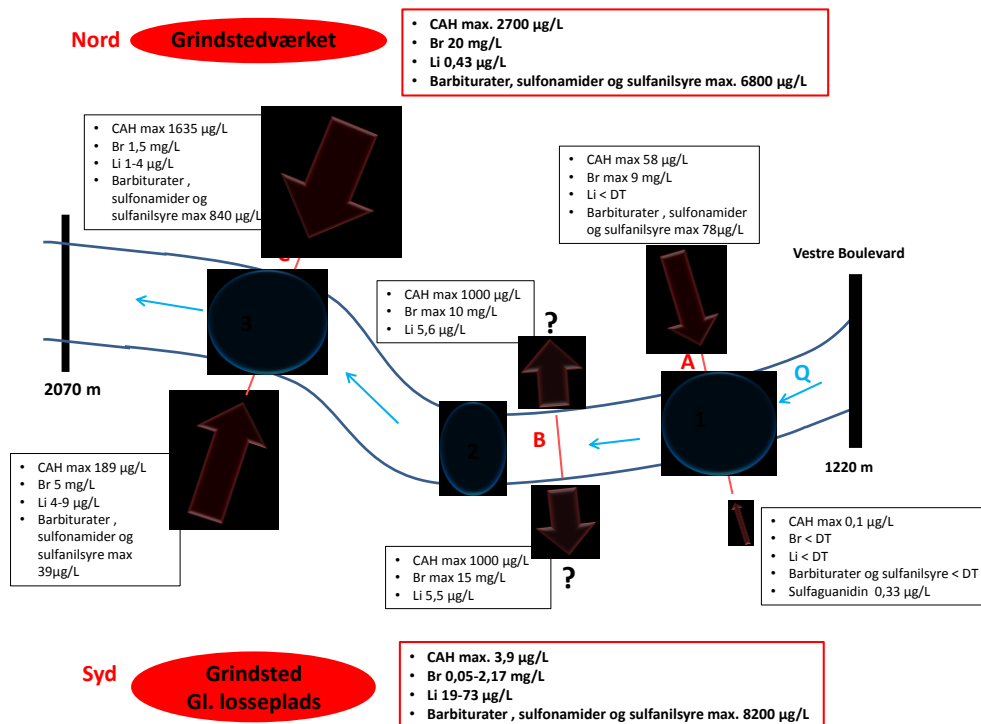


<b>Punktkilde</b> Kildetype (losseplads, renseri, etc.) Forureningsituation (stofegenskaber, DNAPL, kildestyrke, udbredelse, etc.) Hydrologi (infiltration, mætning, strømningensretning) Geologi	<b>Transport</b> Geologi (type, lagdeling, sprækker etc.) Hydrogeologi (strømningensretning, strømningenshastighed, etc.) Attenueringsprocesser (nedbrydning, dispersion, retardering)	<b>Vandområde</b> Vandløb, sø, marint miljø Egenskaber (vandføring, opblandingsforhold, tidscyklus, etc.) Overgangszonens egenskaber (opholdstid, attenuering, geologi, etc.) Partitionering (sediment, vand, atmosfæren)
---	---	---

**FIGUR 4.1**  
 KILDE-TRANSPORT-RECEPTOR RISIKOKÆDEN, SAMT RELEVANTE DATA FOR OPSTILLING AF EN KONCEPTUEL MODEL FOR SYSTEMET. FIGUREN VISER ET VANDLØB, MEN PRINCIPPET ER DET SAMME FOR ALLE TYPER OVERFLADEVAND.

## Konceptuel model for forureningspåvirkningen af Grindsted Å

I Grindsted blev den konceptuelle model opstillet på baggrund af et omfattende måleprogram over flere målerunder (Appendix I). I praksis vil udpegningen af indstrømningszoner og relevante stoffer ske med langt mindre datatæthed. Den konceptuelle model kan også indeholde informationer om geologi og afstrømningsmønstre.



Figur 8 (Appendix 1): Konceptuel model (vist fra oven) af grundvandets forureningsgrad ved Grindsted Å. Det er illustreret ved hjælp af de røde pile størrelse og retning i de første 850 m af den undersøgte strækning, nedstrøms for Vestre Boulevard. De tre tværsnit A, B og C, som er vist med røde linjer, blev placeret i området, hvor det kraftigst forurenede GW blev påvist i åen i 1. målekampagne. Der er ved hvert tværsnit vist de max. koncentrationer af de miljøfremmede stoffer påvist i GW fra hhv. den nordlige og sydlige del af åbunden. Lokaliseringen af de påviste og betydende GW indsvinningszoner 1, 2 og 3 er vist med blå cirkler. Åens strømningsretning, Q, er vist med blå pile. Placeringen af Grindstedværket (nord) og Grindsted gamle losseplads (syd) i forhold til åen samt forureningskemien i de to grundvandsfaner er vist med rødt (koncentrationer er hentet fra tabel 1 og 2 samt bilag 1).

### 4.2.1 Punktkilde

Den konceptuelle model opstilles med udgangspunkt i det første led i risikokæden (kilden). Den historiske viden om lokaliteten udnyttes til at identificere kildetyper og den tilknyttede type af forurenende stoffer (jf. kap.2), samt de pågældende stoffers egenskaber (fx opløselighed, flygtighed, sorption, mobilitet og nedbrydelighed). Baseret på stofegenskaberne og den indledende undersøgelse af kildeområdet kan den forventede spredning inkluderes i den konceptuelle model. Risici relateret til punktkildeforureningen vil være relateret til udvaskning fra kildeområdet, hvorved især forurenende stoffer med en høj mobilitet og kildeområder med en betydelig infiltration eller gennemstrømning vil udgøre en potentiel risiko.

#### 4.2.2 Transport

Udvaskningen fra kildeområdet danner grundlag for stoftransporten i det underliggende grundvandsmagasin. For forureninger med aerobt nedbrydelige stoffer vil der dog i den umættede zone ske en væsentlig reduktion af kildestyren, fx for visse aerobt nedbrydelige pesticider (se fx Tuxen et al 2003). Denne nedbrydning bør medtages i risikovurderingen.

Udover kildestyrken og de førnævnte stofegenskaber, så er grundvandsmagasinet egenskaber af betydning (fx geologi, hydrogeologi og nedbrydningsforhold). Kendskab til transporten og den specifikke udbredelse af forureningsfanen er afgørende for en vurdering af, om der opnås kontakt med et vandområde, samt hvor i vandområdet der er størst sandsynlighed for en forureningspåvirkning. I forbindelse med størrelsesordenen af forureningsfluxen til vandområdet, så er kendskab til attenueringsprocesserne i grundvandsmagasinet vigtigt. Den samlede belastning fra punktkilden vil især påvirkes af nedbrydning i grundvandsmagasinet, mens udbredelsen af forureningsfanen også vil påvirkes af opblanding (dispersion) med uforurenat vand undervejs til vandområdet og tilbageholdelse via sorption til akvifer materialet. Nedbrydningsforholdene og strømningshastigheden i grundvandsmagasinet er dermed af stor betydning for størrelsen af forureningsfluxen ved udsivning til vandområdet. Afhængigt af stofegenskaberne og afstanden mellem punktkilden og vandområdet, så kan stoftransporten have en meget lang tidshorizont.

#### 4.2.3 Overfladevandsområde

Opstillingen af den konceptuelle model på baggrund af de to første led i risikokæden, hvor forureningskilden og stoftransporten i den mættede zone og grundvandsmagasinet vurderes, er velkendt i forbindelse med risikovurdering af punktkilder der truer grundvandsressourcer. Når der i det sidste led i risikokæden i stedet for grundvand er tale om et punktkilde truet vandområde, så bliver dette trin i risikovurderingen mere kompliceret. Attenueringsprocesserne i overgangszonen og i selve overfladevandet er fundamentalt anderledes end i grundvandsmagasinet pga. forskellene i de hydrauliske, fysiske, mikrobiologiske og kemiske forhold. Der er dermed potentiale for, at sammensætningen og størrelsen af forureningsfluxen ændrer sig betydeligt ved skiftet fra et grundvandssystem til vandområde (Palakodeti et al., 2009; US EPA, 2000).

Der er flere faktorer, der er af betydning i forbindelse med opstilling af den konceptuelle model som baggrund for risikovurderingen. Overordnet set kan det sidste led i den konceptuelle model inddeles i tre hovedgrupper, nemlig vandløb, søer og det marine miljø (jf. kap. 6, 7 og 8). Skønt mange af de basale processer i samspillet mellem grundvand og overfladevand er de samme for de tre hovedgrupper, så er der en forskelligartet dynamik i systemerne (Winter et al., 1998), hvilket er af betydning for risikovurderingen.

For selve overfladevandet er det især de specifikke opblandingsforhold der er af betydning. Opblandingen i overfladevandet vil afhænge af grundvandsfluxens størrelse i forhold til den totale vandføring i vandområdet, samt opblandingsdynamikken i systemet. Disse forhold kan ændre sig alt efter de lokale forhold i vandområdet og de tidsmæssige fluktuationer, såsom daglige tidevandspåvirkninger eller årstidsvariationer (fx lagdeling i søer).

Egenskaberne i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand vil også påvirke udsivningen af en forureningsflux i vandområdet. Udover kendskab til selve grundvandsfluxen i overgangszonen (jf. kap.5), kan kendskab til attenueringsprocesserne være af stor betydning.

Attenueringsprocesserne i overgangszonen vil, som selve overfladevandet, være påvirket af de lokale og tidsmæssige variationer, der har betydning for bl.a. opholdstiden i overgangszonen. Nedbrydningen af de forurenende stoffer kan være betydeligt hurtigere i overgangszonen end i grundvandsmagasinet. Desuden er der potentiale for en langt kraftigere sorption pga. et højere indhold af organisk materiale i vandområdets sediment, hvorved forurening kan akkumuleres. En kort opholdstid i overgangszonen kan dog begrænse effekten af den hurtigere omsætning i den pågældende zone (Conant et al., 2004; Hamonts et al., 2009; Palakodeti et al., 2009; US EPA, 2000, 2008).

Med fokus på det sidste led i risikokæden kan en god karakterisering af processerne i overgangszonen være af stor betydning. Dette er dog ikke altid (økonomisk) muligt, hvorved udviklingen af værktøjer til screening af de vigtigste processer kan være ønskværdig. Som et eksempel på et sådant screeningsværktøj har Palakodeti et al. (2009) udviklet et regnearks værktøj (TAPI) til bestemmelse af de vigtigste omsætningsprocesser i overgangszonen. Værktøjet er baseret på simple analytiske modeller (1D) og indeholder en database med litteraturværdier for hydrogeologiske- og stofegenskaber. Selve screeningen foregår på baggrund af en sammenligning (forholdstal) af opholdstiden i overgangszonen med kinetikken for forskellige processer.

Attenueringsprocesser i form af nedbrydning og opblanding med uforurenat vand i overgangszonen og overfladevandet er dermed af stor betydning i forbindelse med at reducere koncentrationer til under vandkvalitetskriterierne for vandområdet.

### 4.3 Fluxberegninger

Forureningsfluxen er et udtryk for massen af forurening der flyttes per tidsenhed (fx kg/år), hvilket er et godt mål for den totale forureningsbelastning fra/i et område. Forureningsfluxen bestemmes ofte som den totale mængde af forurening der passerer igennem et kontrolplan vinkelret på strømningsretningen (jf. Figur 4.2). Dette kan fx anvendes til at bestemme den totale belastning ved udvaskning fra punktkilden, eller den totale belastning der tilføres et vandområde nedstrøms for punktkilden. Hvis der sker en betydelig nedbrydning i grundvandsmagasinet kan der være en betydelig forskel mellem forureningsfluxen ved kilden og forureningsfluxen til vandområdet.

#### Grundvandsflux vs. forureningsflux

Der er i denne rapport anvendt to forskellige fluxudtryk, nemlig grundvandsflux og forureningsflux. De to forskellige fluxe er defineret nedenfor.

##### Grundvandsflux

En volumetrisk flux udtrykt som volumen af grundvand der over tid passerer igennem et areal vinkelret på strømningsretningen (enhed fx m<sup>3</sup>/år). Grundvandsfluxen er kendt fra Darcys lov, hvor den ofte betegnes som Darcy hastigheden ( $v$ ).

Grundvandsflux er relateret til de hydrauliske forhold (ledningsevne og gradient) i grundvandsmagasinet, der er styrende for strømningsforholdene. Grundvandsfluxen kan være enten uforurenat eller, ved passage gennem et punktkildeområde, forurenat. Herved kan grundvandsfluxen relateres til forureningsfluxen.

##### Forureningsflux (eller stofflux)

En masseflux udtrykt som massen af et stof der over tid passerer igennem et areal vinkelret på strømningsretningen (enhed fx kg/år/m<sup>2</sup>). Som areal anvendes ofte et kontrolplan, der dækker hele forureningsfanen, hvorved forureningsfluxen ( $J$ ) ofte blot udtrykkes som masse per tid, og ses som et mål for den samlede forureningsbelastning fra en punktkilde eller til en receptor.

Afhængigt af de aktuelle strømningsforhold i grundvandsmagasinet og overgangszonen kan enten hele forureningsfluxen fra punktkilden udledes til det nedstrøms vandområde eller forureningsfluxen kan ledes delvist udenom/under vandområdet.

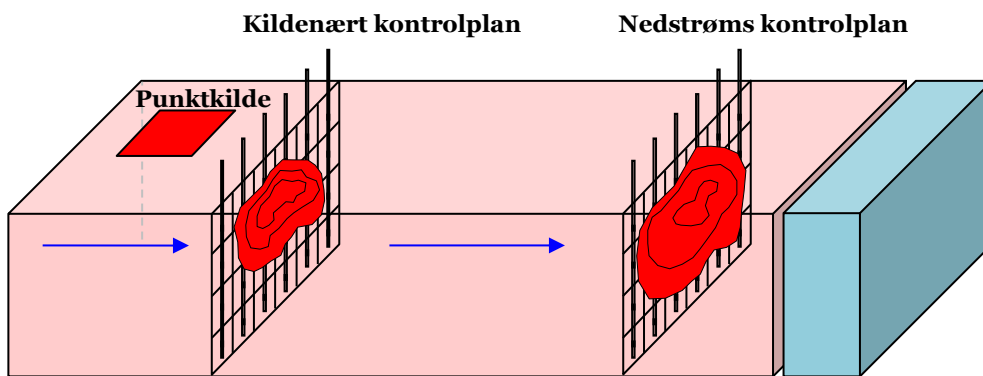
Generelt vil forureningsfluxen være advektionsstyret i den mættede zone, hvorved forureningsfluxen ( $J$ ) kan udtrykkes ved:



$$J = qCA = VC = -K \frac{dh}{dx} C$$

hvor  $q$  er grundvandsfluxen (m/år),  $C$  er forureningskoncentrationen (g/m<sup>3</sup>) og  $A$  er kontrolplanets tværsnitsareal (m<sup>2</sup>).

Forureningsfluxen kan i mange tilfælde bestemmes via relativt simple modelleringsværktøjer (RISC4, REMChlor, BIOCHLOR/BIOSCREEN, etc.), der kræver et kendskab til strømningforholdene og forureningsituationen i kildeområdet. Modellerne kan bruges til en integreret modellering af udvaskningen fra kilden og stoftransporten mellem kilden og vandområdet. Udover de eksisterende modeller kan der, baseret på den konceptuelle model og det aktuelle vidensniveau, opstilles modeller af varierende kompleksitet, der kan tilpasses de specifikke forhold (forureningsituation, geologi, etc.), der er repræsentative for det pågældende system. Forskellige modeller til bestemmelse af forureningsfluxen er beskrevet mere indgående i forbindelse med risikovurdering grundvandsressourcer fra punktkilder (fx Overheu et al., 2011; Troldborg et al., 2008, 2010; Tuxen et al., 2006).



**FIGUR 4.3**  
KONTROLPLAN VINKELRET PÅ STRØMNINGSRETNINGEN TIL BESTEMMELSE AF HHV. FORURENINGSFLUXEN TÆT PÅ PUNKTKILDEN ( $J$ ) OG NEDSTRØMS TÆT PÅ VANDOMRÅDET ( $J^*$ ). BESTEMMELSE AF FORURENINGSFLUXEN KAN ANVENDES TIL AT VURDERE DEN SAMLEDE FORURENINGSBELASTNING.

Forureningsfluxen kan også bestemmes ved en feltorienteret fremgangsmåde. Der findes forskellige metoder til bestemmelse af forureningsfluxen i felten inkl. volumenpumpning og niveauspecifikke målinger i et kontrolplan (Tuxen et al., 2006). Den mest hyppigt anvendes feltmetode er niveauspecifikke målinger af grundvandskoncentrationerne ( $C_i$ ) og den hydrauliske ledningsevne ( $K_i$ ) i et kontrolplan der dækker hele forureningsfanen (jf. Figur 4.2). Udover de niveauspecifikke målinger bestemmes den hydrauliske gradient ( $i$ ), og kontrolplanet inddeles i  $n$  celler centreret omkring de enkelte filtre, hvorved forureningsfluxen kan bestemmes som summen af forureningsfluxen gennem de enkelte delarealer ( $A_i$ ):

$$J = \sum_{i=1}^n i K_i C_i A_i$$

Metoden kan bruges til at bestemme forureningsfluxen både ved kilden og nedstrøms umiddelbart før vandområdet.

Derudover kan forureningsfluxen, som beskrevet i kapitel 5, også direkte estimeres ved målinger i udstrømningszonen til overfladevandet eller i hvert fald for vandløb, estimeres via en massebalancebetragtning efter vandprøvetagning i overfladevandet.

#### 4.4 Opblanding og stoftransport i overfladevand

Det sidste trin i risikovurderingen tager udgangspunkt i den beregnede forureningsflux umiddelbart opstrøms for receptoren. Denne forureningsflux vil ved udsivning til vandområdet blive betragtet som en diffus udsivning langs en strækning af vandområdet (fanebredden), og ikke som en punktkilde som ved spildevandsudledning (Aabling & Jensen, 2012) og skal ses i sammenhæng med andre påvirkere af overfladevandet.

Ved udsivningen af det forurenede grundvand til et vandområde vil der ske en opblanding med overfladevandet. Denne opblanding vil i nogle tilfælde være afgørende for, hvorvidt forureningskoncentrationen reduceres til under vandkvalitetskriterierne for vandområdet. I tilfælde af en kraftig forureningsflux kan det være nødvendigt at udpege en blandingszone. Vandkvalitetskriterierne kan tillades overskredet indenfor blandingszonen, men skal være overholdt ved grænselinjen for zonen og nedstrøms for denne. Blandingszonens udstrækning udpeges af vandmyndigheden (ofte Naturstyrelsen).

Risikovurderingen skal derfor inkludere en model for opblandingen i vandområdet. En simpel opblandingsmodel kan være baseret på en antagelse om fuld opblanding af grundvandsfluxen og overfladevandet. Beregningerne kan fx foretages under antagelse af, at den resulterende reduktion i forureningskoncentrationen udelukkende er et resultat af opblandingen. Dette kan være en god antagelse, hvis den udsivende grundvandsflux er relativt lille i forhold til vandføringen i vandområdet. Hvis fortyndingen via opblandingen er mere begrænset, kan der eventuelt opstilles en massebalance for vandområdet, hvor der fx også tages hensyn til nedbrydningsprocesser i overgangszonen.

Mere komplicerede modeller for opblanding i overfladevand, både analytiske og numeriske, er nødvendige til at beskrive opblandingen, hvis der med de simple modeller kan forudsiges overskridelse af kriterierne. De enkelte modeller for de forskellige typer overfladevand er beskrevet i kapitel 6, 7 og 8.

Når undersøgelsen af forureningsfluxen og eventuel modellering af opblandingsforholdene er afsluttet, kan den samlede risikovurdering udføres. Metoden for risikovurdering præsenteres i kapitel 9.

# 5. Metoder og erfaringer til undersøgelse af forureningsudsivning til overfladevand

Under danske klimaforhold sker der normalt en nettotilstrømning af grundvand til overfladevandsområder, mens tab af overfladevand til grundvandet hovedsageligt er forårsaget af grundvandsindvinding (Miljøstyrelsen, 2004b; Scanlon et al., 2002). Der kan dog være store lokale variationer i tilstrømning af grundvand langs en strækning af vandområdet, hvilket kan have stor betydning for vandområdets sårbarhed overfor forurening fra punktkilder (Scanlon et al., 2002). Forureningsfluxen til vandområdet vil være afhængigt af sammenfaldet mellem faner fra lokale punktkilder og lokale zoner med stor tilstrømning af grundvand. De specifikke forhold i forbindelse med vandudvekslingen i overgangszonen er dermed af afgørende betydning for påvirkningen af vandområdet og en repræsentativ kvantificering af grundvandsfluxen er af største vigtighed.

Der eksisterer en lang række forskellige undersøgelsesmetoder til bestemmelse af strømningsforholdene i overgangszonen og estimering af grundvandsfluxen (Conant, 2004). En kombination af både billigere kvalitative metoder, til en indledende screening for en bedre konceptuel forståelse, og mere kvantitative metoder, til bestemmelse af grundvandsfluxens størrelse, vil ofte være at foretrække (Fryar et al., 2000). I dette kapitel er et udvalg af både kvalitative og kvantitative metoder til undersøgelse af grundvandsfluxen kort beskrevet.

De kvalitative metoder kan bruges som indikator for strømningsforholdene i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Metoderne kan bruges til at forbedre den konceptuelle forståelse i områder, der vurderes at være sårbare overfor forurening fra punktkilder. De kvalitative metoder er ofte hurtigere og billigere end de kvantitative metoder, men har den ulempe, at en specifik bestemmelse af selve grundvandsfluxen ikke opnås. En del af de kvalitative metoder kan dog via yderligere undersøgelser af overgangszonen og numerisk modellering give kvantitative estimater af grundvandsfluxen.

De kvantitative metoder inkluderer både direkte måling af grundvandsfluxen og modellering af indirekte målinger, hvorved der kan opnås et estimat af tilstrømningen af grundvand til vandområdet. I kombination med kemiske analyser for diverse fokusstoffer fra punktkildeforureninger kan forureningsfluxen til vandområdet estimeres til brug i risikovurderingen.

## 5.1 Grundvandsflux

### 5.1.1 Temperaturmålinger

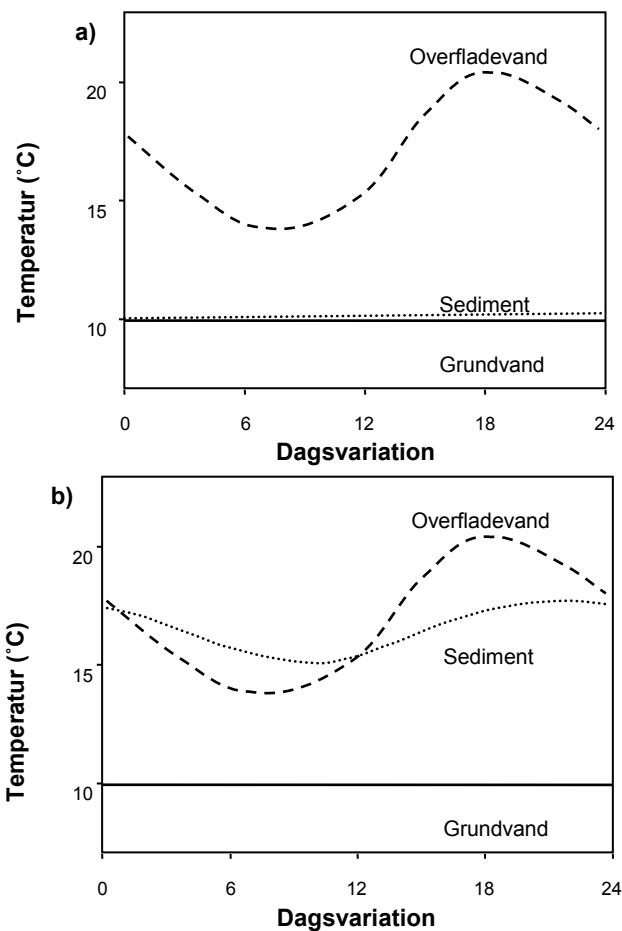
Temperaturmålinger er en hyppigt anvendt metode i forbindelse med bestemmelse af strømningsforholdene i et punkt i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand (Becker et al., 2004). Screening af strømningsforholdene kræver, at der er en signifikant forskel mellem

temperaturen af overfladevandet og grundvandet. Metoden kan dermed med fordel anvendes i de perioder, hvor denne temperaturforskelle er størst, dvs. midt på sommeren eller midt på vinteren.

Metoden udnytter forskellen mellem grundvandets relativt konstante temperatur (ca. 8-10°C) og overfladevandets sæsonpåvirkede temperatur (Conant, 2004; Silliman & Booth, 1993). Ved tilstrømning af en grundvandsflux vil temperaturen af sedimentet om sommeren være relativt kold i forhold til temperaturen i vandsøjlen (omvendt om vinteren) og kun udvise mindre fluktuationer, mens infiltrering af overfladevand vil resultere i mere ens temperaturer i sedimentet og vandsøjlen og dermed større fluktuationer (jf. Figur 5.1) (Silliman & Booth, 1993). Temperaturmetoden synes mest anvendt for vandløb (fx Silliman & Booth, 1993) og søer (fx Lee, 1985).

Temperaturmålingerne udføres typisk vha. en sonde med et termometer i spidsen (Lee, 1985; Silliman & Booth, 1993), men andre metoder kan også anvendes. En forholdsvis ny metode anvender optiske fiberkabler til at måle på en længere strækning af vandområdet (Krause et al., 2012). Der kan også anvendes infrarøde sensorer til at danne et billede af temperaturfordelingen, hvilket evt. kan anvendes på en større skala (Burnett et al., 2006). Temperaturmålingerne foretages generelt både i vandsøjlen over sedimentet og nede i sedimentet. Temperaturen vil afhænge af dybden hvori målingerne er foretaget (Sophocleous, 2002); den specifikke dybde for målingerne afhænger bl.a. af sedimentmaterialet (Scanlon et al., 2002). Under danske forhold er temperaturmålingerne ofte foretaget i ca. 0,2-0,5 m (Christensen & Raun, 2005; Villumsen, 2012).

Fordelen ved temperaturmålingerne er især, at det er en relativt billig og nem udførlig metode (Becker et al., 2004; Scanlon et al. 2002; Silliman & Booth 1993). Metoden kan bruges lokalt til at identificere de områder, hvor grundvand strømmer til overgangszonen. Der er dermed mulighed for at bestemme særlige interesseområder i forhold til tilstrømning af punktkildeforurenede grundvand, mens en direkte bestemmelse af vandfluxen ikke er mulig (Becker et al., 2004; Silliman & Booth, 1993). Metodens største ulempe er dermed den manglende kvantificering. Kvantificering kan dog opnås via modellering, hvis modelleringen kan understøttes af de indsamlede temperaturdata (som beskrevet senere i dette afsnit). En anden ulempe ved metoden er den begrænsede anvendelighed på visse årstider, hvor temperaturen af overfladevandet er tæt på temperaturen af grundvandet.



**FIGUR 5.1**

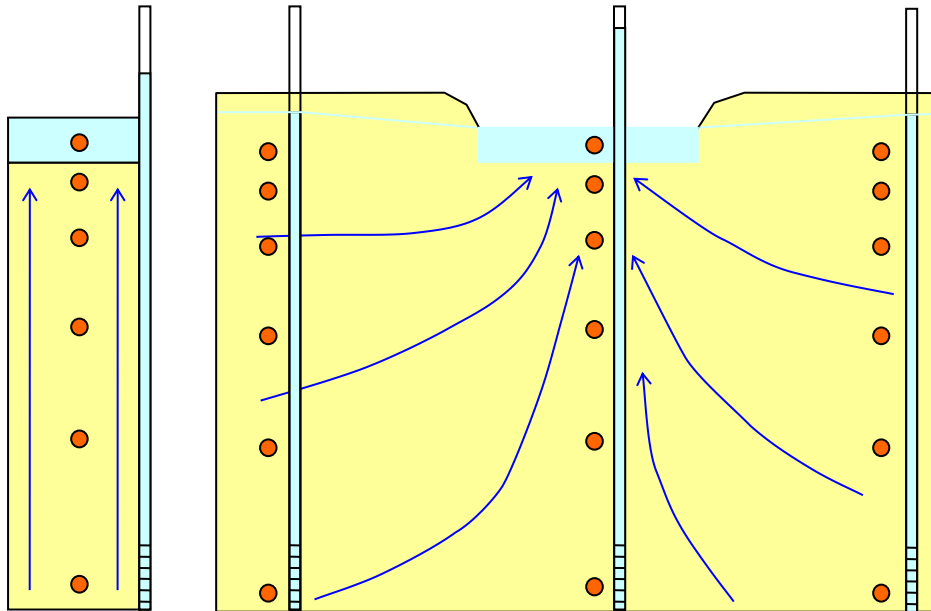
PRINCIPSKITSE FOR TEMPERATURFORSKELLEN MELLEM GRUNDEVAND OG OVERFLADEVAND I LØBET AF EN SOMMERDAG. PÅVIRKNINGEN AF SEDIMENTTEMPERATUREN I EN OVERGANGSZONE SES FOR HHV. (A) TILSTRØMNING AF GRUNDEVAND OG (B) AFSTRØMNING AF OVERFLADE VAND. GENERELT VIL TEMPERATUREN AF SEDIMENTET VÆRE LAVERE OG FLUKTUERE MINDRE I ZONER MED TILSTRØMNING AF GRUNDEVAND (ILLUSTRATION EFTER: SILLERMAN OG BOOTH, 1993).

Den kvantitative bestemmelse af grundvandsfluxen på baggrund af temperaturmålinger kræver et nøje kendskab til ligningerne for varmetransport. Temperaturudbredelsen i overgangszonen afhænger af både sedimentets ledningsevne og advektion relateret til grundvandsstrømningen (Cardenas & Wilson, 2007; Constantz & Stonestrom, 2003). Modelleringen kræver dermed generelt et godt kendskab til sedimentets termiske og hydrauliske egenskaber. Modelleringen er især følsom overfor den hydrauliske ledningsevne i sedimentet, mens opslag af tabelværdier kan anvendes for den termiske ledningsevne (Constantz & Stonestrom, 2003).

Relationen mellem temperaturudbredelsen og grundvandsstrømningen kan anvendes i forbindelse med en kvantitativ estimering af grundvandsfluxen. Komplexiteten af modellering vil afhænge af den mulige simplificering af systemet, hvormed en god konceptuel forståelse er en fordel.

1D modellering kan anvendes i simple strømningssystemer, hvor der generelt er en overvejende vertikal strømning (jf. figur 5.2) hvorved et vertikalt temperaturprofil er tilstrækkeligt (Scanlon et al., 2002). Den analytiske løsning for 1D vertikal strømning (steady state) har været hyppigt anvendt i forbindelse med kvantificering af grundvandsfluxen baseret på temperaturmålinger (Promio, 2011; Schmidt et al., 2007, Appendix I).

For mere komplekse systemer anvendes der ofte 2D numeriske modellering. Denne modellering bygger generelt på tidsserier af temperaturmålinger og hydraulisk potentiale målinger fra flere vertikale profiler i et transekt i og omkring overgangszonen (jf. Figur 5.2). Modellen kalibreres til måledata ved at justere på den hydrauliske ledningsevne i sedimentet, hvorefter grundvandsfluxen kan bestemmes. 3D numerisk modellering anvendes generelt ikke. Dette skyldes, at det påkrævede databehov for at opnå et ekstra udbytte i forhold til 2D modellering generelt ikke står mål med de ekstra omkostninger ved dataindsamlingen. Kommercielt tilgængelige modeller, såsom VS2DH and SUTRA, kan bl.a. downloades fra U.S. Geological Survey (USGS) hjemmeside (Greswell, 2005; Niswonger & Prudic, 2003; Schornberg et al., 2010).



**FIGUR 5.2**

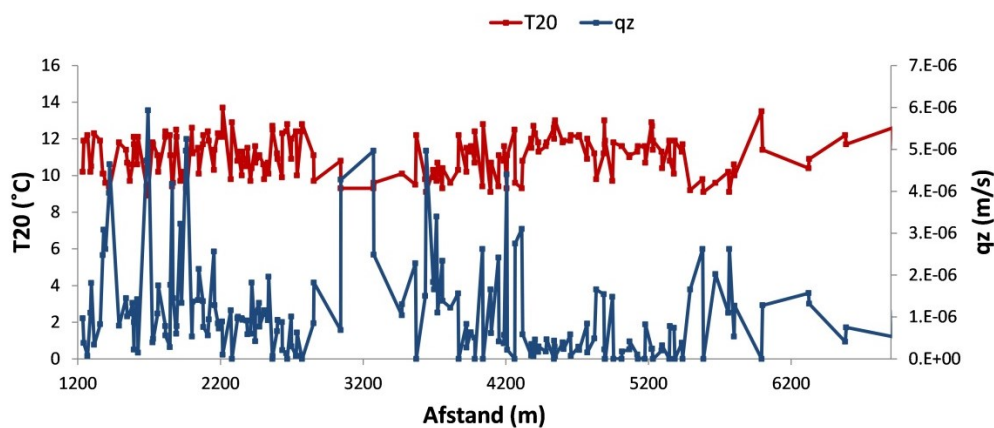
KONCEPTUELLE SYSTEMER MED ET EKSEMPEL PÅ PLACERENGEN AF TEMPERATURSENSORER TIL BRUG VED HHV. 1D MODELLERING (VENSTRE) MED UDELUKKENDE VERTIKAL TILSTRØMNING AF GRUNDVAND, OG 2D MODELLERING (HØJRE) MED BÅDE HORIZONTAL OG VERTIKAL TILSTRØMNING AF GRUNDVAND, OG 2D MODELLERING (HØJRE) MED BÅDE HORIZONTAL OG VERTIKAL TILSTRØMNING AF GRUNDVAND (ILLUSTRATION EFTER: NISWONGER & PRUDIC, 2003).

I forhold til de kvalitative undersøgelser vha. temperaturmålingerne kræves der for en kvantitativ bestemmelse et mere omfattende datagrundlag. Som måleparameter er temperaturen dog stadig relativ billig og nemt håndterlig i forhold til fx kemiske parametre (Constantz & Stonestrom, 2003). En af metodens ulemper er, at der er tale om indirekte målinger, der er blevet underlagt en række antagelser i forbindelse med modelleringen. Den fundne grundvandsflux er desuden kun repræsentativ for det område, hvor de vertikale profiler er udført (Becker et al., 2004).

## Temperaturmålinger

Der blev lavet temperaturmålinger ved i alt 74 stationer langs et 5 km langt stræk af Grindsted Å (Appendix I). Af resultaterne herfra kan udledes følgende:

- En temperatur under  $10^{\circ}\text{C}$ , 20 cm nede i bundsedimentet, indikerer, at der er en interaktiv zone mellem åen og grundvandet, og at det kan være en betydende grundvandsindsivningszone.
- ”Detektionsgrænsen” for beregning af grundvandsfluxen på baggrund af temperaturforskelle var  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s
- 6 betydende indsivningszoner med en grundvandsflux større end  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s blev påvist på den undersøgte strækning
- Grundvandsindsivningszonerne langs åen var af varierende længde fra ca. 70 m til 230 m og størrelsen af den indstrømmende flux varierede på tværs af åen.



Figur 49 (Appendix I) : Den målte temperatur i 20 cm dybde (T20) i bundsedimentet sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til  $9^{\circ}\text{C}$  (TL), langs Grindsted Å på den undersøgte strækning. T20 er vist med rødt og  $q_z$  med blåt. Placeringen af de 6 betydende GW indsivningszoner, hvor  $q_z$  oversteg  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s, er nummereret 1-6.  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s på  $q_z$ -aksen er fremhævet med en grøn linje.

### 5.1.2 Hydrauliske potentiale-målinger

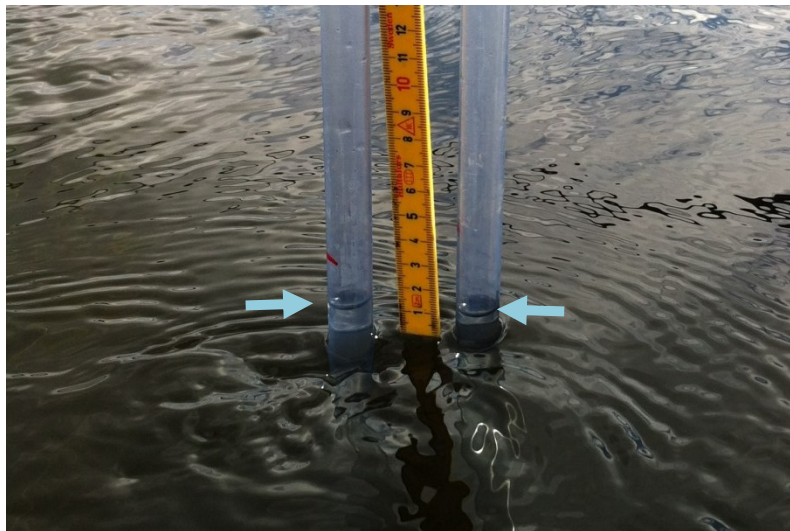
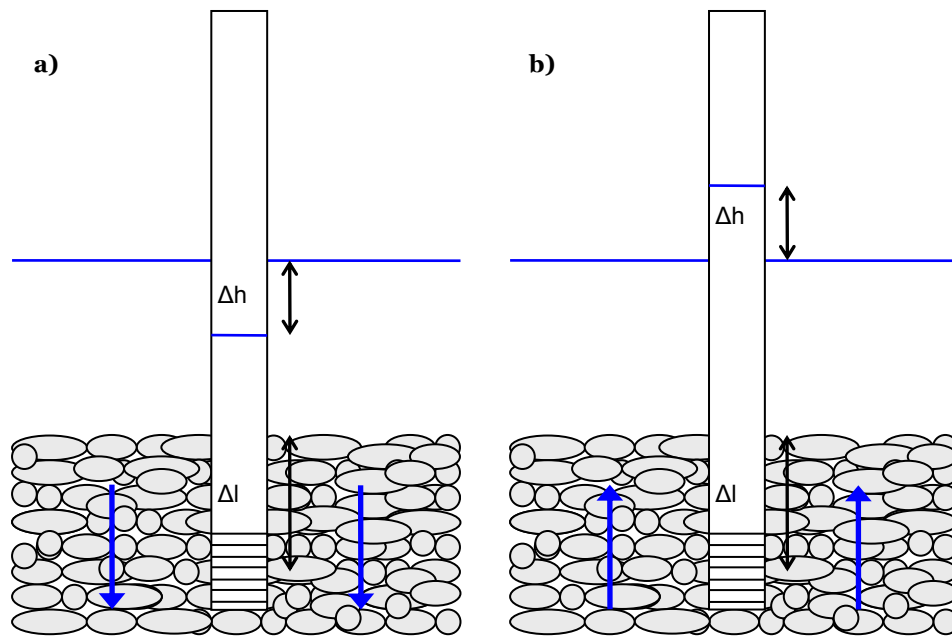
Målinger af det hydrauliske potentiale via installering af piezometre i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand kan bruges til at bestemme strømningsforholdene i både vandløb (Fryar et al., 2000), søer (Kenoyer & Anderson, 1989) og det marine miljø (Burnett et al., 2006). Metoden udnytter, at strømmingen i overgangszonen vil ske fra højere til lavere tryk, hvorved trykgradient er styrende for strømningsforholdene. Observationer af forskellen mellem det hydrauliske potentiale i overgangszonen og i vandområdet vil dermed kunne bruges til at bestemme strømningsretningen. Et højere hydraulisk potentiale i overgangszonen i forhold til overfladevandet vil resultere i en tilstrømning af grundvand, mens et lavere hydraulisk potentiale i overgangszonen vil føre til en afstrømning af overfladevand (jf. Figur 5.3) (Baxter et al., 2003).

Metoden kan anvendes på forskellige detaljeringsniveau. Installering af enkelte piezometre kan anvendes til at identificere de områder, hvor grundvandet lokalt strømmer til vandområdet. Installeringen af mange piezometre i flere niveauer i et transekt i og omkring vandområdet kan anvendes til at skabe et indblik i både de vertikale og horisontale strømningsforhold i området. Denne konceptuelle forståelse af systemet er meget anvendelig i kombination med nogle af de kvantitative metoder. En yderligere fordel ved metoden er, at den kan kombineres med udtagning af vandprøver (Kenoyer & Anderson, 1989). Hermed er det muligt at sammenholde tilstrømningszonerne med koncentrationer af forskellige fokusstoffer (se også kapitel 5.8.1). Metodens største ulempe er, at den uden yderligere dataindsamling kun er kvalitativ. Hvis der i kombination med bestemmelsen af den hydrauliske gradient også laves en bestemmelse af sedimentet hydrauliske ledningsevne, via fx slug test, da kan en kvantitativ estimering af den lokale grundvandsflux (1D) opnås vha. Darcy's lov (Burnett et al., 2006). Dette vil dog øge omkostningerne i forbindelse med metoden (Conant, 2004), og kvantificeringen vil kun være anvendelig lokalt og afhængig af usikkerheden på den hydrauliske ledningsevne (Greswell, 2005).

#### Hydrauliske potentiale-målinger

I Grindsted Å var det ikke muligt at identificere indstrømningszoner i åen ved hjælp af piezometre og målinger af det hydrauliske potentiale. Det skyldes primært stor variation i de lokale potentiale-målinger og åens størrelse. Det hydrauliske potentiale i vandløbsbunden kunne derfor kun støtte temperaturmålingerne, men ikke alene bruges til identifikation af indstrømningszoner. Desuden er målinger med piezometre tidskrævende, idet de ikke kan aflæses øjeblikkeligt, som fx et temperaturspyd.





**FIGUR 5.3**

ØVERST: PRINCIPSKITSE AF MÅLINGER AF DET HYDRAULISKE TRYKNIVEAU I OVERGANGSZONEN I FORHOLD TIL OVERFLADEVANDET. HVIS VANDSPEJLET I PIEZOMETERET ER LAVERE END VANDSTANDEN I VANDOMRÅDET (A), DA ER DET HYDRAULISKE TRYKNIVEAU LAVERE I OVERGANGSZONEN OG DER SKER EN AFSTRØMNING AF OVERFLADEVAND. HVIS VANDSPEJLET I PIEZOMETERET DERIMOD ER HØJERE END VANDSTANDEN I VANDOMRÅDET (B), DA ER DET HYDRAULISKE TRYKNIVEAU HØJERE I OVERGANGSZONEN OG DER SKER EN TILSTRØMNING AF GRUNDVAND TIL VANDOMRÅDET (ILLUSTRATION EFTER: BAXTER ET AL., 2003). NEDERST: BILLEDE AF INSTALLEREREDE PIEZOMETRE I GRINDSTED Å. PILENE VISER VANDSTANDEN I PIEZOMETRENE OG VIDNER OM DEN OPADRETTEDE GRADIENT UNDER GRINDSTED Å.

### 5.1.3 Vandføring

Måling af vandføring i overfladevandssystemer foretages generelt i flere punkter langs en længere strækning (Kalbus et al., 2006). Metoden kræver, at der er en målbar strømning i de udvalgte målepunkter, samt at området der integreres over kan afgrænses (indløb og udløb), hvormed måling af vandføring er bedst egnet for vandløb eller søer.

Ved manuelle målinger anvendes der ofte en vingemåler, hvor antallet af propelomdrejninger over tid kan omsættes til en strømningshastighed. Denne strømningshastighed kan via et repræsentativt

tværsnitsareal vinkelret på strømningsretningen omsættes til vandføringen i det pågældende område. Ændringen i vandføringen langs en strækning af vandområdet kan tilskrives tilstrømning af grundvand, hvis der langs strækningen ikke er andre kilder til vandbalancen. Udover de manuelle målinger, så findes der en række hydrometriske målestationer ved de danske vandløb (jf. kap. 6.3.1), hvor der er måledata for længere tidsperioder, som kan sammenholdes med manuelle målinger på kortere strækninger.

Metodens største ulempe er usikkerheden på vandbalancen. Nedbørshændelser kan i visse områder bidrage betydeligt til vandføringen og dermed til metodens usikkerhed. Det er dermed vigtigt at kunne skelne mellem de forskellige kilder til vandføringen, hvis en repræsentativ grundvandsflux skal estimeres. Dette gælder især, hvis grundvandsfluxen er relativt lav i forhold til de andre komponenter af vandbalancen. En fordel ved metoden er, at den er fleksibel mht. hvilken skala den anvendes på. Metoden kan anvendes til at estimere den samlede grundvandstilstrømning til systemet eller den samlede afstrømning af overfladevand over den pågældende strækning. Der kan integreres over både relativt korte og lange strækninger af vandområdet, hvor der opnås en gennemsnit vandføring langs strækningen, men metoden anvendes generelt ikke på helt lokal skala. Metoden anses for at være relativ nøjagtig, hvis der kan opstilles en korrekt vandbalance (Kalbus et al., 2006; Scanlon et al., 2002).

## Vandføring i Grindsted Å

I Grindsted blev vandføringen i Grindsted å estimeret med 2 runder af synkronmålinger langs det 5 km store undersøgelsesområde (Appendix II). Synkronmålingerne er udført som vingemålinger af vandføringen på bestemte stationer i åen. Der er i alt udført 20 vingemålinger i Grindsted Å.

Disse data har sammen med en tidsserie for vandføringen (fra hydrometriske målestationer) dannet datagrundlaget for beregninger af medianminimumsvandføringen i 7 punkter langs det 5 km lange undersøgelsesområde. Målingerne viste at der i vandløbet skete en særdeles kraftig grundvandstilstrømning i undersøgelsesområdet, men også at det var ikke muligt at identificere tilstrømningszoner alene på baggrund af vandføringsmålingerne. Dette skyldes formentlig tilstrømningszonernes begrænsede udstrækning, der varierede mellem 70 m og 230 m, altså væsentligt mindre end opløsningen for vandføringsmålingerne (Appendix I).

Yderligere beskrivelse af metoden til bestemmelse af vandføringens medianminimum i vandløb findes i kapitel 6.

### 5.1.4 Fluxkamre

Tilstrømmende grundvand kan opsamles direkte via et fluxkammer installeret over et vist areal af overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Princippet i metoden er, at en mængde vand over tid opsamles over det kendte areal af fluxkammeret, hvormed grundvandsfluxen kan bestemmes.

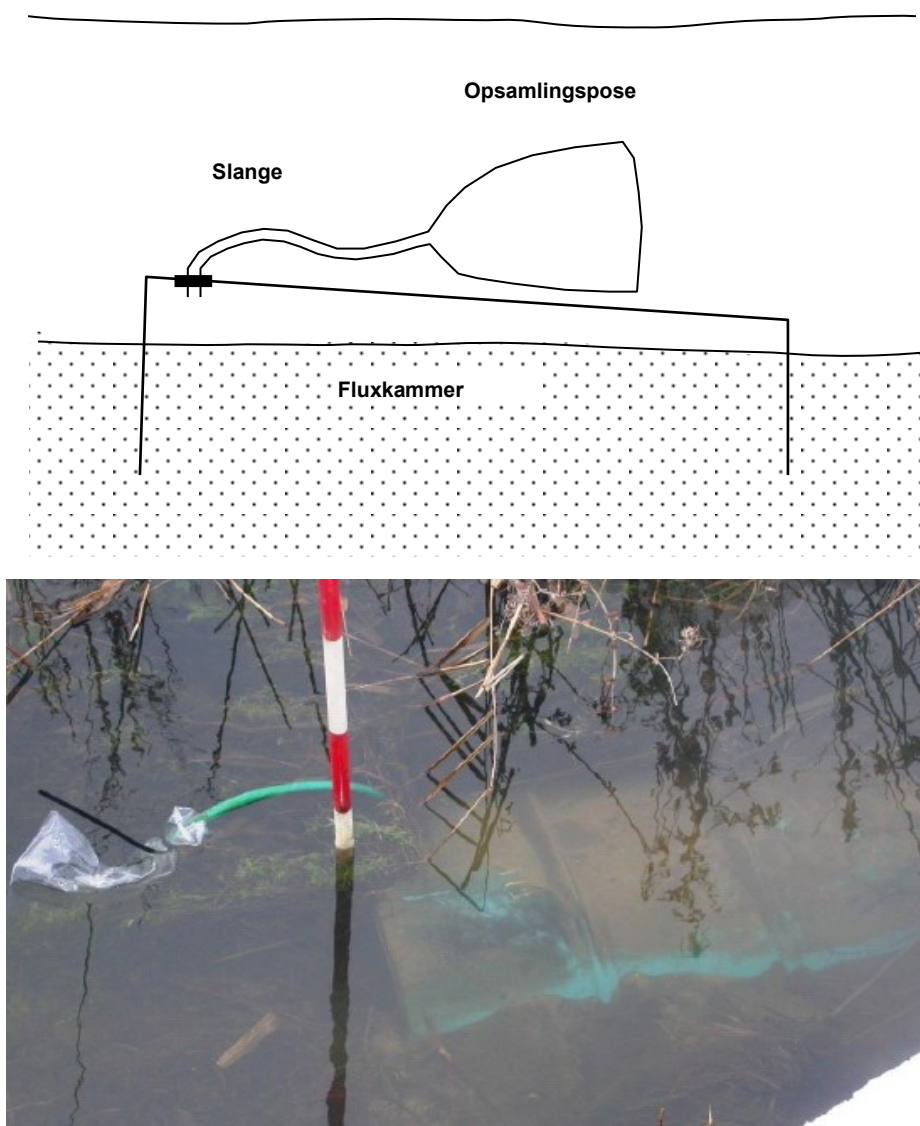
Systemet kan have forskellige udformninger, men består altid af et fluxkammer (fx halveret tønde) der installeres i sedimentet i vandområdet og om nødvendigt forsegles langs siderne. Under installering bør det naturlige system forstyrres mindst muligt, og systemet bør efterlades i minimum et døgn før målingerne påbegyndes. Til fluxkammeret er der via en slange forbundet en opsamlingspose, hvor tilstrømningen af grundvand eller afstrømning af overfladevand kan

moniteres (jf. Figur 5.4). I tilfælde af afstrømning af overfladevand, kan opsamlingsposen fyldes med vand, hvormed tabet af vand kan bestemmes (Greswell, 2005; Lee, 1977).

Forudsætningen for bestemmelse af grundvandsfluxen er, at strømningen til eller fra fluxkammeret sker med samme rate som hvis kammeret ikke var installeret. Flere observationer viser dog, at der er en vis modstand i opsamlingsposen, alt efter udformning af posen og påvirkningen fra strømmende overfladevand rundt om posen (Murdoch & Kelly, 2003). Disse måletekniske usikkerheder kan imødegås ved at anvende poser med mindst mulig modstand, samt ved at isolere posen fra påvirkninger fra overfladevandet (Greswell, 2005; Libelo & MacIntyre, 1994; Schincariol & McNeil, 2002).

Fordelen ved denne manuelle metode er, at den er relativ simpel, billig og med de rette forbehold giver gode direkte målinger af grundvandsfluxen. Metoden er dog relativt arbejdskrævende i forbindelse med monitorering af opsamlingsposen, især hvis fluxkammeret er placeret i et forholdsvist svært tilgængeligt område (Greswell, 2005; Scanlon et al., 2002). Metoden er desuden den eneste metode, hvor der samtidigt kan måles en direkte grundvandstilstrømning og vandkvaliteten af det tilstrømmende vand.

I supplement til den manuelle metode, og for at imødekomme problemet med påvirkning af opsamlingsposerne, er der blevet udviklet diverse automatiserede metoder. Disse kan måle flowet i selve udløbsslangen fra fluxkammeret, hvorved der ikke er behov for at tilslutte en opsamlingspose på slangen (Greswell, 2005; Murdoch & Kelly, 2003). Forskellige principper har været anvendt til bestemmelse af flowet i slangen bl.a. transport af en varmepuls (Krupa et al., 1998), fortynding af et tilsat sporstof (Sholkovitz et al., 2003), elektromagnetiske flowmetre (Rosenberry & Morin, 2004) eller ultrasoniske flowmetre (Paulsen et al., 2001). Der er generelt en god overensstemmelse mellem de automatiserede metoder og den manuelle metode (Taniguchi et al., 2003).



**FIGUR 5.4**  
 ØVERST: PRINCIPSKITSE AF ET INSTALLERET FLUXKAMMER, HVOR DER ER TILKNYTTET EN OPSAMLINGSDRAGE VIA EN SLANGE (ILLUSTRATION EFTER: LEE, 1977). NEDERST: BILLEDE AF ET INSTALLERET FLUXKAMMER MED OPSAMLINGSDRAGE (PROMIO, 2011).

De automatiserede metoder kan især have deres berettigelse i svært tilgængelige områder (fx havbund), eller hvor der er et behov for længere kontinuerede tidsserier til bestemmelse af tidsmæssige variationer i grundvandsfluxen (Rosenberry & Morin, 2004; Taniguchi et al., 2003). Metoderne er dog generelt ikke kommercielt tilgængelige (Greswell, 2005). Det ekstra udstyr i forbindelse med anvendelse af diverse elektroniske flowmetre øger metodens kompleksitet og sårbarhed, og da målingerne af grundvandsfluxen ikke længere er direkte øges behovet for databehandling (Greswell, 2005; Krupa et al., 1998).

Fluxkamre er blevet anvendt i mange typer overfladevand inkl. vandløb (Fryar et al., 2000), søer (Lee, 1977) og det marine miljø (Burnett et al., 2006). Metoden synes dog bedst egnet i systemer, hvor påvirkningen fra kraftigt strømmende overfladevand eller bølge- og tidevandspåvirkninger er mindst (Libelo & MacIntyre, 1994; Shinn et al., 2002).

Metodens største ulempe (både manuel og automatiseret) er, at den opnåede grundvandsflux kun er repræsentativ meget lokalt pga. systemets heterogenitet. Det er fundet, at der indenfor få meter

er en betydelig variation af den målte grundvandsflux, hvilket har stor betydning for evt. opskalering af grundvandstilstrømningen til vandområdet (Shaw & Prepas, 1990). Metoden kan evt. anvendes i kombination med hurtigere og mindre arbejdskrævende indirekte metoder til identificering af lokale interesseområder, hvor fluxkammeret kan installeres og grundvandsfluxen bestemmes direkte.

### 5.1.5 Geofysik

Geofysiske metoder inkluderer en række metoder, hvoraf forskellige elektriske metoder er de hyppigst anvendte. Metoderne kræver, at der er en forskel i ledningsevnen (elektrisk) af den tilstrømmende og den modtagende vandmasse. Baseret på forskellen i ledningsevnen kan det strømmende vand identificeres (Greswell, 2005).

Metoden kan anvendes i systemer, hvor der er en naturlig forskel i mellem vandmassernes ledningsevner. Dette kan fx være tilfældet for det marine miljø, hvor der er en betydelig forskel i saliniteten (Andersen & Jakobsen, 2007). I ferskvandssystemer kan det dog være nødvendigt at tilsætte et sporstof (jf. 5.1.6) for at øge forskellen mellem ledningsevnerne (White, 1988). I denne sammenhæng kan en forurenede grundvandsfane evt. bidrage til at øge forskellen mellem grundvand og overfladevand (Greswell, 2005).

På grund af de geofysiske metoders begrænsninger, anvendes de generelt kun kvalitativt til at kortlægge strømningsforholdene; det er dog muligt også at lave kvantitative bestemmelser vha. geofysik (jf. 5.1.5). Med de geofysiske metoder er det muligt at foretage kortlægningen på en større skala, hvilket kan være en fordel i forhold til de andre kvalitative metoder (Greswell, 2005). Metoderne er dog mere krævende mht. til udstyr og datafortolkning. Fortolkning af data for et heterogent system kan være udfordrende, især i kombination med en begrænset dataopløsning. Datafortolkningen er en af de største ulemper ved metoden. Dette forstærkes af, at det elektriske signal ikke skelner mellem forskellige kilder, hvorved tilstedeværelsen af flere bidragende stoffer kan resultere i tvetydige resultater (Andersen & Jakobsen, 2007; Greswell, 2005; Slater et al., 2000).

Geofysik kan også anvendes til en kvantitativ bestemmelse af grundvandsstrømningen. Den kvantitative bestemmelse sker i modsætning til den kvalitative bestemmelse især på den lokale skala, hvor grundvandsstrømningen måles i borehuller vha. geofysisk lognings udstyr.

Det meste af det geofysiske lognings udstyr har dog en begrænset følsomhed og måler generelt kun på den vertikale strømning. Der findes dog enkelte eksempler på mere følsomt 2D og 3D borehulsudstyr, der kan bruges til at bestemme strømningsforholdene (hastighed og retning) i nærheden af overgangszonen (Greswell, 2005). Dette udstyr inkluderer: KVA flowmetret der bygger på termiske principper, hvor grundvandsstrømningen bestemmes baseret på temperaturudbredelsen omkring varmeelementet; akustisk doppler strømhastighedsmåleren der følger bevægelserne af partikler i grundvandet, hvorved grundvandsstrømningen kan bestemmes under antagelse af at grundvandet og partiklerne bevæger sig med samme hastighed; og kolloidal boreskopet der også følger partiklerne i grundvandet, dette gøres visuelt med et lille kamera. Ens for metoderne er at datafortolkningen kan være udfordrende, da borehullet forstyrrer det naturlige strømningmønster i grundvandsmagasinet (Greswell, 2005). Dermed er datafortolkningen en af de største ulemper ved metoden, som det også er tilfældet for de kvalitative geofysiske metoder. Desuden foretages den kvantitative bestemmelse af grundvandsstrømningen kun meget lokalt ved borehullet.

### 5.1.6 Sporstoffer

Sporstofmetoderne anvender ofte naturligt forekommende stoffer, og udnytter at den kemiske signatur af vandet afhænger af vandets historie. Metoden kan anvendes for både vandløb (Taylor et al., 1989), søer (Cornett et al., 1989) og det marine miljø (Burnett et al., 2006) så længe der er en signifikant forskel mellem forekomsten af sporstofferne i grundvandet og i overfladevandet, så

vandtyperne kan skelnes fra hinanden kemisk. Hyppigst anvendte naturlige sporstoffer inkluderer stabile isotoper (fx oxygen,  $\delta^{18}\text{O}$ , og hydrogen,  $\delta^2\text{H}$ ), radioaktive isotoper (fx radium og radon) og diverse ioner (fx nitrat og klorid) (Burnett et al., 2006; Böhlke & Denver, 1995).

Sporstofferne kan på forskellig måde anvendes til at kvantificere grundvandsfluxen, disse metoder falder generelt i to kategorier. Den første kategori dækker over 1D eller 2D modellering (advektion og diffusion) af udbredelsen af sporstoffet via en lignende fremgangsmåde som for temperatur som et sporstof. Modellen kalibreres vha. prøvetagning af grundvand, overfladevand og vand i overgangszonen fra vertikale profiler (Burnett et al., 2006; Cornett et al., 1989). Mens denne modellering kun er repræsentativ på den lokale skala, der dækker den anden kategori en større skala via en massebalance for en udvalgt del af overfladevandsområdet, hvor det antages at sporstoffet er blevet opblandet. For at opstille massebalancen kan kendskab til andre parametre udover koncentrationerne af sporstoffet være påkrævet, især hvis sporstofferne ikke er konservative (Burnett et al., 2006; Corbett et al., 2000; Rodgers et al., 2004; Uhlenbrook & Hoeg, 2003).

Udover de naturlige sporstoffer kan der også tilsættes et konservativt sporstof til at følge de mere lokale strømningsforhold. Sporstoffet kan alt efter strømningsforholdene tilsættes enten via infiltration fra terræn, injektion i grundvandet eller injektion i overfladevandet. Som sporstof anvendes der ofte en kraftig puls af bromid eller et farvet sporstof (Constantz et al., 2003; Nishikawa et al., 1999; Scanlon et al., 2002). For bromid kan der dog være et betydeligt optag i planter, mens nogle af de farvede sporstoffer til en vis grad er påvirket af sorption (Scanlon et al., 2002). Målingerne af det tilsatte sporstof kan foretages på en lignende måde, som når varme anvendes som et sporstof (jf. Kap. 5.1). Ved kvantificering (1D) af grundvandsfluxen vha. hhv. bromid og temperaturmålinger er der fundet sammenlignelige resultater (Constantz et al., 2003). Grundvandsfluxen kan også estimeres vha. modellering af ændringerne i sporstofkoncentrationerne i selve injektionsboringen (Brouyère et al., 2008).

Mulighed for også er anvende metoden på en større skala kan være en fordel i forhold til de andre kvantitative metoder, selvom der er en vis usikkerhed tilknyttet metoden. En ulempe ved metoden er, at den kan være forholdsvis dyr i forhold til de andre kvantitative metoder, da mange kemiske analyser af sporstofferne kan være påkrævet og et indblik i den kemiske signatur af de forskellige vandmasser er påkrævet for især de naturlige sporstoffer. En del af omkostninger skyldes, at det normalt tilrådes at bruge flere forskellige sporstoffer (Burnett et al., 2006; Scanlon et al., 2002).

#### **5.1.7 Usikkerhed forbundet med bestemmelse af grundvandsflux**

Bestemmelsen af en repræsentativ værdi for grundvandsfluxen til et vandområde er af stor betydning for risikovurderingen, da grundvandsfluxen sammen med koncentrationerne af de forurenende stoffer er afgørende for den samlede forureningsbelastning langs en strækning af vandområdet. Usikkerheder på bestemmelsen af grundvandsfluxen vil dermed resultere i usikkerheder på risikovurderingen.

For at opnå den bedst mulige bestemmelse af grundvandsfluxen i undersøgelserne er det vigtigt at overveje både rumlige, tidsmæssige og praktiske behov i forbindelse med udvælgelsen af de bedst egnede metoder til karakterisering af grundvandsfluxen i den pågældende overgangszone (Scanlon et al., 2002). De gennemgående feltmetoder har alle både en række fordele og ulemper. Usikkerheden på bestemmelsen af grundvandsfluxen vil til dels afhænge af den anvendte feltmetode og de forskellige antagelser der er gjort i forbindelse med kvantificeringen af grundvandsfluxen. Størrelsen af grundvandsfluxen vil også have betydning for hvilken metode, der er bedst egnet, da ikke alle metoderne er egnede inden for det samme interval af grundvandsfluxe (Greswell, 2005; Scanlon et al., 2002).

Udover selve feltmetoden, da vurderes de vigtigste faktorer for usikkerheden på bestemmelsen af grundvandsfluxen at være de rumlige og tidsmæssige variationer i overgangszonen mellem

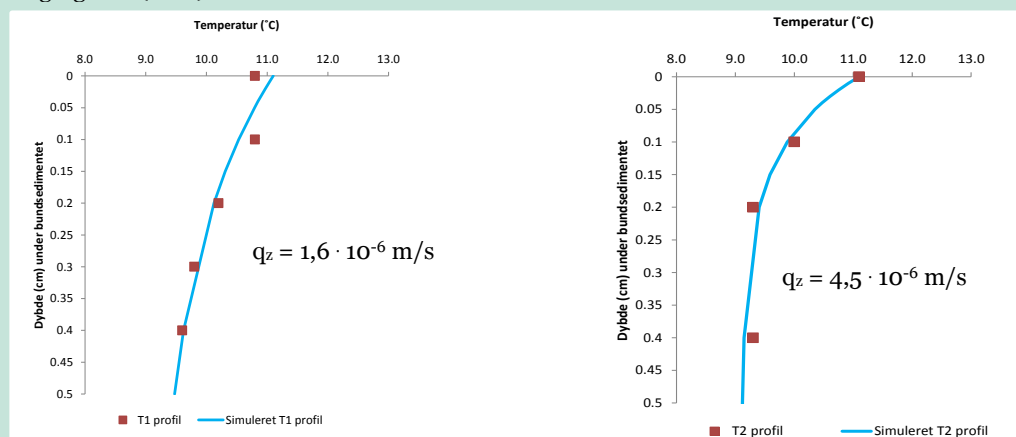
grundvand og overfladevand (Sophocleous, 2002; US EPA, 2008). For at mindske usikkerheden fra tidsmæssige variationer kan der indsamles længere tidsserier til bestemmelse af variationerne i grundvandsfluxen over tid. I tilfælde hvor dette ikke er praktisk muligt kan der alternativt indsamles data under forhold, hvor grundvandsfluxen udgør den største mulige del af den samlede vandføring (fx under lavvande eller en tør sommer sæson), hvorved risikoen for at underestimere grundvandsfluxen begrænses. For vandløb gælder det desuden at tilstrømningen af grundvand til et vandløb er størst i de perioder, hvor gradienten mellem vandspejlet i vandløbet og grundvandsmagasinet er størst. Det vil typisk være efter en grødeskæring eller regulering, hvor vandspejlet pludselig falder drastisk. Man må derfor forvente, at der ved i disse situationer kan opstå pludseligt øgede udsivning af forurenede grundvand til vandløbet.

De rumlige variationer i overgangszonen kan have stor betydning for, hvor der sker den største tilstrømning af grundvand. Relativt homogene forhold i overgangszonen (fx ensartet sand) kan føre til en diffus tilstrømning af (forurenede) grundvand over en længere strækning, mens mere heterogene forhold (fx sprækkesystem) kan resultere i at hovedparten af grundvands tilstrømningen sker i et meget begrænset område (Sophocleous, 2002; US EPA, 2008). For et vandområde med meget heterogene forhold i overgangszonen kan det være udfordrende at udføre feltundersøgelserne på en skala der er repræsentativ for forureningssituationen. Ved for stor skala vil påvirkninger fra en kraftig forureningsflux fra en lokalt høj permeabel zone blive overset, mens undersøgelser på en den meget lokale skala kan være svære at opskalere.

## Grundvandsflux

På baggrund af temperaturmålingerne i Grindsted å var det muligt at estimere grundvandsfluxen i indstrømningszonerne (Appendix I). Hver temperaturmåling bestod da af 3 målinger: 20 cm nede i sedimentet, lige over bunden og i midten af vandsøjlen i åen. Resultater herfra er præsenteret i boxen i kapitel 5.1.1.

For at validere metoden, blev der lavet 2 temperaturprofiler i åbunden med flere målepunkter i profilet (se herunder), hvor grundvandsfluxen er beregnet med metoden beskrevet i Jensen og Engesgaard (2011).



Figur 23 (Appendix 1): Målte temperaturprofiler T1 og T2, i Grindsted Å i august 2012, er vist med rødt, sammenholdt med de simulerede temperaturprofiler, vist med blå.  $q_z$  angiver GW fluxen, som er anvendt i simuleringen af temperatur-profilerne (alle øvrige parametre er angivet i afsnit 2.5).

## **5.2 Stofflux**

I forbindelse med beregning af stofflux fra en forurening er det nødvendigt at kende koncentrationen af forureningsstoffer i et tværsnit af forureningsfanen, jf. kapitel 4.3. Stoffluxen fra den forurenede lokalitet kan beregnes med større præcision ved udtagning af prøver fra enten overfladevandet, fra piezometre i udstrømningszonen, eller fra rammeboringer med grundvandsprøvetagning inden forureningsfanen udstrømmer til overfladevandet. Vandprøvetagning i rammeboringer svarer til traditionel fluxbestemmelse fra grundvandsforureninger (se kapitel 4.3) og er ikke yderligere forklaret.

Fælles for disse feltmetoder er, at de kræver indgående kendskab til lokaliteten og bør ikke igangsættes uden forudgående litteraturindsamling og udarbejdelse af en konceptuel model for lokaliteten.

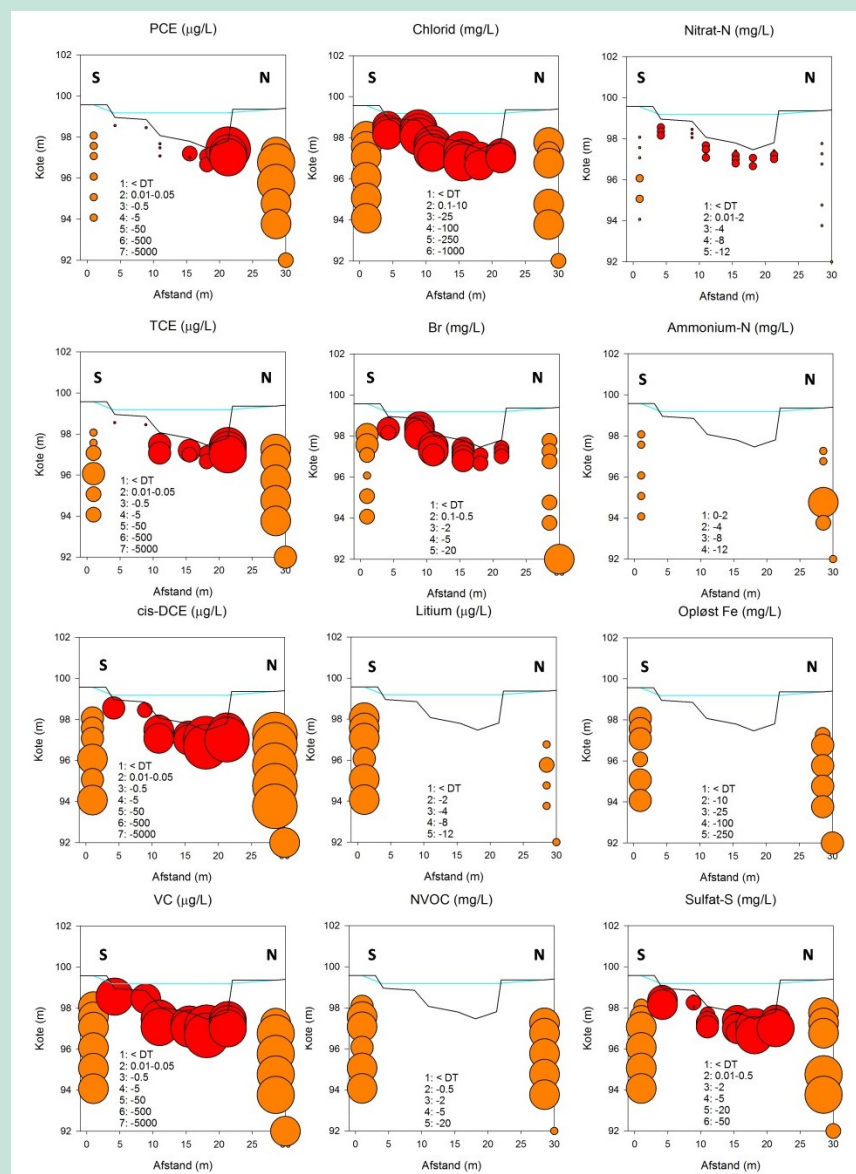
### **5.2.1 Piezometre**

Piezometre er korte rør, der manuelt nedrammes i vandløbsbunden og kan bruges til målinger af det hydrauliske potentiale (se kapitel 5.1.2) og dybdespecifik vandprøvetagning under vandløbsbunden. Hermed kan stoffluxen i et tværsnit ind i vandløbsbunden bestemmes, hvis grundvandsfluxen kendes i profilet.



## Vandprøver fra piezometre og rammeboringer

Efter identifikation af indstrømningszonerne, blev der nedsat piezometre i 3 af disse og målt på en række forureningsparametre. Samtidig blev der udført rammeboringer i brinken og udtaget vandprøver herfra. Herunder er vist resultaterne af vandprøvetagningen i både rammeboringer og piezometre i tværsnit C, der er påvirket af forureningsfaner fra begge sider, hhv. Lossepladsen (Syd) og Fabriksgunden (Nord).



Figur 42 (Appendix D): Resultaterne for samtlige kemiske analyser for CAH, NVOC og uorganiske ioner er vist fra tværsnit C. CAH og litium koncentrationerne er angivet i µg/L, medens NVOC og de resterende uorganiske forbindelser er angivet i mg/L. Kote positionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevejbroen (kote 100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i selve åen samt inde på brinkerne. Analyseresultater fra boring 114.1448 (GPIX), der befinder sig tæt på den nordlige brink af tværsnittet i 8-9m dybde, er vist i nederst højre hjørne i hvert af boblediagrammerne. De røde bobler angiver analyseresultaterne fra september, hvor de orange angiver resultaterne fra oktober 2012. Ammonium, litium, NVOC og opløst Fe blev kun prøvetaget og analyseret i målekampagnen i oktober, hvor det var muligt at udtage ekstra vandprøver.

### 5.2.2 Vandprøver i overfladevand

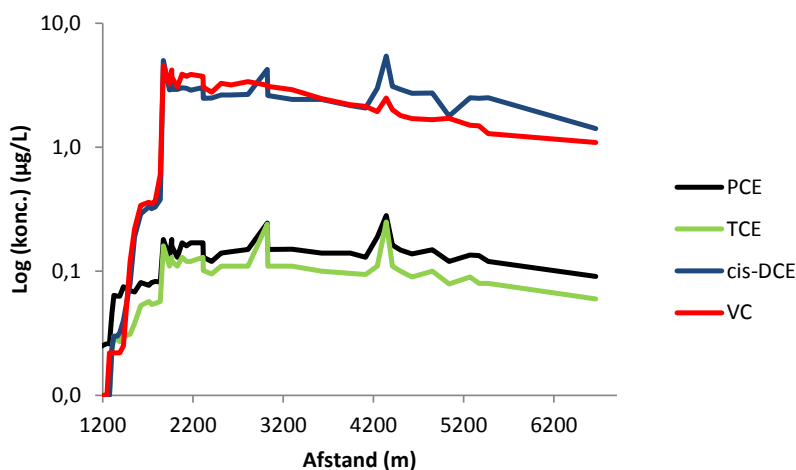
I forbindelse med både indledende og videregående undersøgelser af en forurenede lokalitet vil overfladevandsprøverne, i det de er relativt let tilgængelige sammenlignet med grundvandsprøver, kunne bruges til at målrette indsatsen, inden der evt. iværksættes prøvetagning af grundvand til fluxberegninger. Prøvetagning af overfladevand ved forurenede lokaliteter er ligeledes beskrevet i Miljøprojekt 1350 (Miljøstyrelsen, 2012f).

Udover vandprøver kan også Sorbiceller benyttes til overvågning af vandkvaliteten i overfladevand. Sorbicellen består af en sorbent, der adsorberer stoffer fra overfladevandet og et salt, der frigives proportionalt med vandstrømmen. Dermed estimeres en gennemsnitskoncentration af de pågældende stoffer i overfladevandet. Det er dog ikke alle stoffer, der kan monitoreres med Sorbicellen, men den foreslås til fx tungmetaller, pesticider samt nitrat og fosfor. Mere information fås hos producenten Sorbisense.

## Overfladevandsprøver

I Grindsted Å blev der i det knap 5 km lange undersøgelsesområde udtaget 48 overfladevandsprøver, dvs. en prøve for hver 50-100 meter (Appendix I). Med denne prøvetæthed er det relativt let at identificere, hvor forureningen tilføres overfladevandet, idet der ses lokalt forhøjede koncentrationer af chlorerede stoffer ned gennem åen, som vist på figuren herunder.

I praksis vil prøvetætheden i forbindelse med undersøgelse af forurenede lokaliteter være lavere, men stadig kunne øge informationsniveauet væsentligt.



Figur 53 (Appendix I): Analyseresultaterne for PCE, TCE, cis-DCE og VC i samtlige overfladevandsprøver, udtaget langs den undersøgte strækning af Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard inde i selve byen og ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. Afstanden 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og Morsbøl Skolevej 4000 m. Alle koncentrationer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

### 5.2.3 Vand- og stofbalancer

Allerede i forbindelse med de indledende undersøgelser og udtagelse af et begrænset antal vandprøver, kan der i et vandløb med få beregninger opstilles en massebalance for den forurenede lokalitet og en eventuel forureningsfanens fortynding i overfladevandet. Beregningsmetoden er yderligere beskrevet i projektet om lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e).

Ved at udtage en prøve opstrøms og nedstrøms forureningsfanens udløb og samtidig kende koncentrationen i forureningsfanen (fra en evt. V2 undersøgelse eller videregående undersøgelser), kan der ved hjælp af den konceptuelle model og vandføringen i vandløbet beregnes, hvor meget forureningen bidrager til vandløbet. Prøverne kan udtages samtidig med en eventuel besigtigelse af den forurenede lokalitet og overfladevandet. Prøvetagningstidspunktet er dog kritisk i forhold til vandføringen i vandløbet. Idet forureningsflux og opblandingsforhold varierer over året skal det understreges at denne prøvetagning og efterfølgende vand- og stofbalancer er stærkt afhængige af prøvetagningstidspunktet og kan være behæftet med en relativt stor usikkerhed. Undersøgelsen af en forurenede lokalitet kan dog godt afsluttes på dette trin, hvis det på baggrund af disse beregninger kan godtgøres at forureningen ikke væsentligt påvirker overfladevandet.

## 5.3 Undersøgellesstrategi

Ved undersøgelse af en forureningsfane, der potentielt påvirker overfladevand vil prøvetagning i overfladevandet være det oplagte sted at starte, da prøvetagningen her er langt mindre krævende end i grundvandet.

Rækkefølgen af de efterfølgende undersøgelsetiltag vil skulle vurderes i den konkrete sag efter opstilling af en konceptuel model for forureningsfanen og overfladevandet.

I forbindelse med den i Appendix I afrapporterede prøvetagningen i Grindsted Å er det vigtigt at fremhæve, at denne undersøgelse har et langt højere detaljeringsniveau end man vil have for risikovurdering af en konkret sag.

### Undersøgellesstrategi

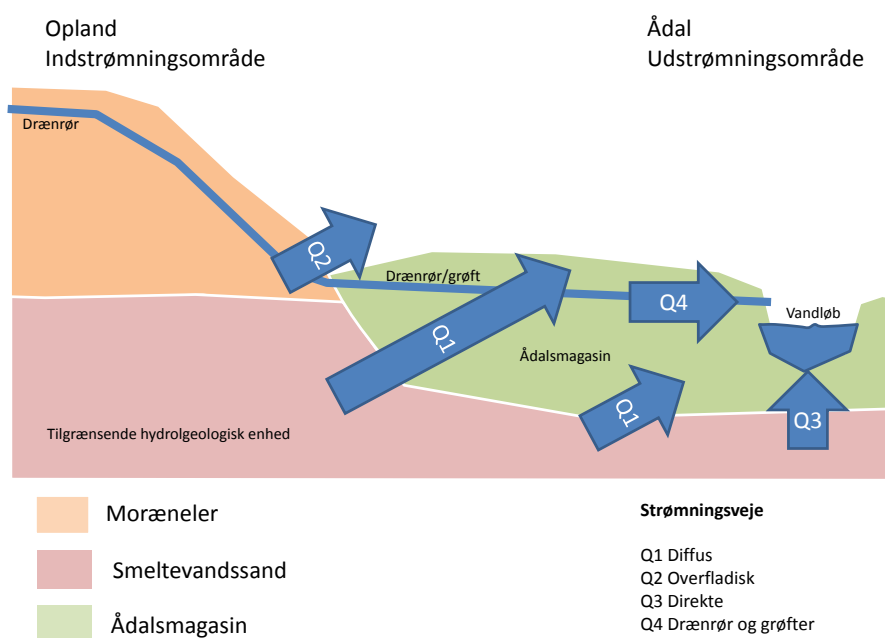
I forbindelse med det omfattende feltarbejde i Grindsted blev der gjort en række erfaringer i forbindelse med vandprøvetagning og feltundersøgelser (Appendix I). Disse er summeret her:

- Temperaturmålingerne var lette at udføre, og det anbefales, at man måler hver 50 m ned langs vandløbet for at kunne lokalisere lokale og betydende grundvandsindsivningszoner.
- I vandløb bredere end 2 m skal temperaturen min. måles to steder på tværs af åen for at afdække lokale grundvandsindsivningszoner, da grundvandsfluxen kan variere signifikant på tværs af åen.
- For at kunne beregne grundvandsfluxen skal temperaturmålingerne foretages i sommer- eller vinterhalvåret, hvor der er størst forskel på temperaturen mellem overfladevand og grundvand.
- Overfladevandsprøver var nemme at udføre, og det anbefales, at de blive udtaget med et 50-100 m interval ned langs åen for at kunne kortlægge forløbet af evt. stoftilførsel samt koncentration af miljøfremmede stoffer.
- Grundvandsprøverne var tidskrævende at udtage, men gav et godt indblik i forureningsgraden af det indsvivende grundvand.
- Piezometertværsnittene var tidskrævende at udføre, men gav et godt overblik af vandkemien samt de vertikale og horisontale strømningsforhold i det indsvivende grundvand i vandløbet. Med disse var det muligt at afgøre, hvilken siden forureningen kom fra, og sandsynliggøre hvilken af de to forureningsfaner vandet stammede fra.

# 6. Vandløb

## 6.1 Konceptuel model

Vandføringen i et vandløb udgøres af flere vandbidrag, dels fra nedbør, der afstrømmer fra overflade (Q2) og via grøfter og dræn (Q4), og dels fra tilgrænsende grundvandsmagasiner (Q1 + Q3). Indstrømningen af forurenede grundvand vil kunne ske gennem alle grundvandstilstrømningerne (Q1, Q2 og Q3) og viagrøfter og dræn (Q4) afhængig af afstanden til vandløbet. I ådalene blandes både overfladevand og grundvand og det kan her være svært at skelne mellem de forskellige indstrømninger og afgøre hvor vandet stammer fra. Vand der "ligner" overfladevand kan altså have en baggrund som grundvand.



**FIGUR 6.1**  
SKITSE AF VANDLØB MED GRUNDVANDSINDTRÆNGNING OG DRÆN (EFTER DAHL ET AL. 2004).

Figur 6.1, der viser de forskellige vandbidrag til et vandløb, stammer fra en større udredning om ådalenes typologi og sammenhængen mellem overfladevand og grundvand (Dahl et al., 2004). I nærværende rapport anvendes en forenklet udgave, da de parametre, der indgår i risikovurderingen ikke er væsentligt anderledes i de forskellige ådalstypologier.

### 6.1.1 Vandløbstyper

Vandløb kan opdeles i forskellige typer, alt efter om vandløbet er i hydraulisk kontakt med et grundvandsreservoir eller ej. Grundvandsbidraget kan dog være årstidsafhængigt og vandløbet kan skifte mellem de forskellige typer alt efter årstiden, så det, når vandspejlet i grundvandsmagasinet er højt, hvilket det typisk er i april-maj, er i hydraulisk kontakt med magasinet, mens det, når grundvandstanden er lav (typisk i september-oktober), mister vand ud gennem vandløbsbunden.

Forskel i nedbør og geologi på tværs af landet giver en generel opdeling i en østdansk og en vestdansk vandløbstype. De østdanske, lerede jordbundstyper, øst for hovedopholdslinjen, giver en anden vandløbskarakteristik end de vestdanske. Vandløbstyperne er opsummeret herunder:

Vestdanske vandløb:

- Stor tilstrømning af grundvand
- Høj medianminimum
- Jævn vandføring
- I kontakt med (dybere) grundvandsmagasiner
- Bidrag fra rensset spildevand forsvindende lille

Østdanske vandløb:

- Lille tilstrømning af grundvand
- Medianminimum kan være nul
- Ofte ikke i kontakt med underliggende grundvandsmagasin
- Bidrag fra rensset spildevand ofte stor del af vandføring

Der er selvfølgelig også vandløb, som ligger mellem disse kategorier, og har stor vandføring, men ustabil strømning. En større gennemgang af de danske vandløbstyper findes i DMUs rapport "Afstørningsforhold i danske vandløb" (Bjarnov og Ludvigsen, 2000).

## 6.2 Eksisterende data

### 6.2.1 Medianminimumvandføring

Siden 1970'erne har medianminimumvandføringen været en del af den administrative praksis i forbindelse med udledningstilladelser. Medianminimum defineres som den vandføring, der i gennemsnit underskrides en gang hvert andet år og betragtes som en statistisk mere sikker størrelse end fx den gennemsnitlige minimumsvandføring, idet man fanger de situationer, hvor vandføringen er nul (Bjarnov, 1987).

Medianminimum beregnes på baggrund af en såkaldt synkronmålerunde, hvor vandføringen måles i en række punkter og sammenholdes med en målestation med en længere tidsserie.

Medianminimum anses for at være et estimat af vandløbets minimale baseflow, altså grundvandsbidraget. Synkronmålerunden foretages i august/september og helst i en periode uden nedbør, så målingerne ikke er påvirket af overfladeafstrømning (Bjarnov og Ludvigsen, 1990). Udover synkronmålerunden kræves en længere (>30 år) tidsserie med årsminima, helst fra samme opland, samt data om deloplandenes størrelse. Typisk opgives medianminimumsvandføringer i enheden l/s/km<sup>2</sup> og denne værdi kan ved at multiplicere med oplandsarealet omregnes til en specifik vandføring (l/s) i det nedstrøms punkt ved oplandets grænse. Oplandsarealet findes typisk opgivet i forbindelse med afrapporteringen af synkronmålerunder.

Normalt korrigeres medianminimum for spildevandsudledning med det argument, at spildevandet ikke er en størrelse, der varierer på samme måde som den "naturlige" afstrømning. I visse sjællandske vandløb udgøres hele sommervandføringen dog af rensset spildevand, hvorfor den normale procedure for synkronmåling ikke kan benyttes (Bjarnov og Ludvigsen, 1990).

Medianminimum afhænger især af jordbundstypen og dermed grundvandsmagasinerne ydeevne. I de lerede jorde mod øst ses de laveste værdier. Typisk vil øst-danske vandløb (Sjælland og Lolland-Falster) have et medianminimum mellem 0,05 og 3 l/s/km<sup>2</sup>, med de laveste værdier i det østlige Sjælland og på Lolland-Falster. I Jylland afhænger medianminimum størrelsen af jordbundstypen, hvor man har et gennemsnitligt medianminimum 0,6 l/s/km<sup>2</sup> i lerede jorde omkring Århus og mod 10-12 l/s/km<sup>2</sup> i sandede jorde i Midt- og Vestjylland (Ovesen et al., 2000).

Lav vandføring i et vandløb øger sandsynligheden for påvirkning af miljøtilstanden. Der er fundet en klar sammenhæng mellem lav medianminimumsvandføring og lav miljøtilstand målt med det danske vandløbsfaunaindeks (DVFI) (Ovesen et al, 2000).

### 6.2.2 Vandløbsdatabasen Hymer

Hymer er det tidligere Hedeselskabs, nu Orbicons, database med målinger af vandløb i Danmark. I databasen findes overordnet set tre typer af data:

- Tidsserier af vandstandsdata fra ca. 950 målestationer
- Tidsserier af vandføringsdata fra ca. 850 målestationer
- Vandføringsmålinger eller så kaldte vingemålinger ca. 200.000 målinger fra 11.430 målesteder.

Dataindsamlingen går tilbage til 1917, der er således et stort datamateriale, der kan bidrage til belysning af hydrologiske forhold på et detaljeret niveau, i tid og sted. For hovedparten af de målesteder, hvor der er foretaget en måling af vandføringen, er der også foretaget en bestemmelse af medianminimumvandføringen. Der foreligger typisk en medianminimumvandføringsværdi for hver 3-5 km<sup>2</sup>.

### 6.2.3 Dræn og drænkort

I lavt liggende områder med lerede jorde og med begrænset hydraulisk ledningsevne vil jorden ofte oversvømmes af nedbør, der har vanskeligt ved at trænge gennem jorden. Dræning af landbrugsjord foretages for at planterne i vækstsæsonen får udviklet rodnettet, så de bliver mere robuste overfor tørkeperioder. På nuværende og tidligere landbrugsjord er der derfor nedgravet dræn til at lede vandet væk og ud i nærmeste vandløb. Sandsynligheden for tilstedeværelse af markdræn er estimeret på et landsdækkende GIS-kort, der kan rekvireres fra det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet på Århus Universitet (Olesen, 2009).

I forhold til overfladenære forureninger udgør dræn en vigtig spredningsvej, idet transporten af forureningsstoffer kan ske meget hurtigt gennem drænrørene. Mange danske markdræn er etableret af Hedeselskabet og findes indtegnet på kortmateriale i Orbicons arkiver. Disse kan rekvireres fra Orbicons kontorer i Roskilde eller Århus.

Hvis det ikke er muligt at indhente kortmateriale og sandsynligheden for dræn (jf. Olesen, 2009) er høj, vil et lokalitetsbesøg være ønskeligt til identifikation af

## 6.3 Indsamling af supplerende data

Indsamling af supplerende data for vandløb kan bestå af diskretisering af vandføringsmålinger med bestemmelse af medianminimumsvandføring som beskrevet ovenfor. Dette vil typisk ske, hvis eksisterende medianminimumsvandføringer synes forældede eller hvis de i screeningsværktøjet fundne medianminimumsvandføringer ikke er direkte målinger, men estimerede, fx ved arealkorrektion fra et andet vandløb (Miljøstyrelsen, 2013e).

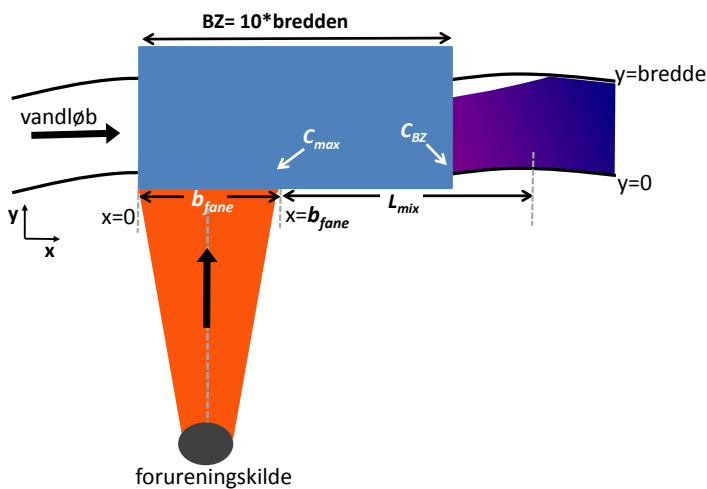
Opblanding i vandløb er generelt godt beskrevet af en analytisk model (se kapitel 6.4), så supplerende undersøgelser af opblandingsforholdene vil typisk kun ske i specialtilfælde, hvor modellen ikke er gyldig, fx ved komplicerede strømningsmønstre. Sporstofforsøg til estimering af opblandingsforholdene er derfor mere relevant for søer og behandles i kapitel 7.4.

## 6.4 Opblanding i vandløb

I Miljøstyrelsens screeningsværktøj tages der ifm. den automatiske screening af de overfladevandstruende jordforureninger ikke hensyn til den rumlige variation i vandløb, da en sensitivitetanalyse viser, at forureningsfluxen hurtigt vil være fuldt opblandet. Derfor regnes direkte med fortynding af forureningsfluxen i vandføringen for det pågældende overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013a og 2013b). I screeningsværktøjet vil man skulle beregne koncentrationen af forureningen i overfladevandet efter opblandingszonen på 10 gange vandkøbsbredden og sammenligne denne værdi med vandkvalitetskriterierne.

Opblandingen af en grundvandsforurening i et vandløb kan beskrives matematisk ved hjælp af en rumlig model for fortyndingen og en række karakteristika for vandløbet, bl.a. dybde, bredde og vandføring. I forbindelse med udarbejdelse af screeningsværktøjet til identifikation af forureninger, der truer overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013a) har DTU i delprojekt 4 om fortynding i vandløb (Miljøstyrelsen, 2013b) opstillet en model for danske vandløb, der tager udgangspunkt i analytisk løsning til beregning af en punktføret kildes udsivning i et vandløb (Fischer et al., 1979). Modellen beskriver den rumlige udbredelse af en forureningsfane i et vandløb og kan bruges til at forudsige længden af den zone i vandløbet hvori forureningsfanen opblandes samt den maksimale koncentration i overfladevandet og sammenligne disse med den administrativt udpegede blandingszone og de gældende kvalitetskriterier. En skematisk illustration af blandingszonen og forureningskildens udstrømning i et vandløb er vist i figur 6.2.

Yderligere vejledning til beregning af fortynding i vandløb findes i screeningsværktøjets delprojekt om "Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde" (Miljøstyrelsen, 2013b).



**FIGUR 6.2**

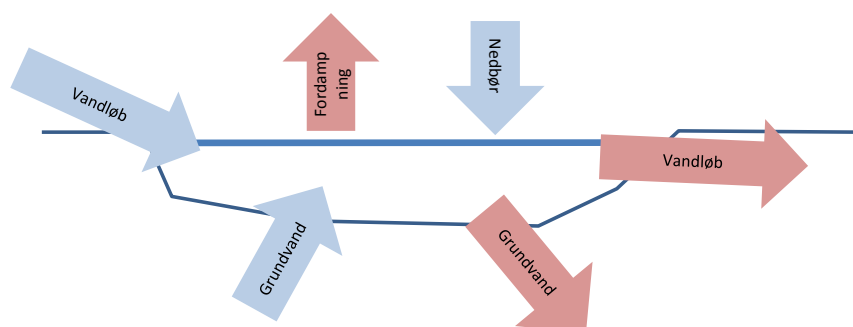
ILLUSTRATION AF BLANDINGSZONEN (BZ) OG KONCENTRATIONEN PÅ KANTEN AF BLANDINGSZONEN ( $C_{BZ}$ ) SOM DEFINERET AF NATURSTYRELSEN OG MILJØSTYRELSEN TIL BRUG I SCREENINGSVÆRKTØJET. BEMÆRK AT FIGUREN KUN GÆLDER FOR FANE BREDDER MINDRE END BLANDINGSZONENS LÆNGDE (MILJØSTYRELSEN, 2013B).

# 7. Søer

Der er meget stor forskel på hvor udsat en sø er for påvirkning med forurenede grundvand. Søerne er i langt de fleste tilfælde i hydraulisk kontakt med et grundvandsmagasin, men der er stor forskel på fortyndingsforholdene i søerne, der afhænger af faktorer som gennemstrømmende vandløb, dybdeforhold og vindpåvirkning.

## 7.1 Konceptuel model

De fleste danske søer er i et eller andet omfang forbundet med et vandløb og betragtes derfor ofte rent hydraulisk som en "udposning" på et vandløb. Ligesom vandløb er søerne ofte grundvandsstillede, og grundvandet kan løbe både til og fra søen. Enkelte søer er dog ikke forbundet med vandløb, og i disse tilfælde vil grundvand og nedbør udgøre søens tilstrømning, mens fordampning og evt. udstrømning af grundvand vil udligne massebalancen (Figur 7.1).



FIGUR 7.1  
MASSEBALANCE FOR EN SØ. BLÅ PILE ER TILLEDNINGER OG RØDE PILE UDLØB FRA SØEN.

## 7.2 Eksisterende data

### 7.2.1 Vandplanens søer

For alle søer over 5 hektar, samt visse søer mellem 1 og 5 hektar, er der udarbejdet et faktaark med data for søens beliggenhed, opland, hydrauliske forhold samt kemiske data. Disse faktaark er at finde som bilag i vandplanernes tekniske baggrundsnotater (se fx Naturstyrelsen, 2012). Data, der er særligt relevant for risikovurdering i forhold til forurenede grundvand inkluderer oplandets udbredelse og størrelse, den gennemsnitlige opholdstid for søvandet og jordbundsforholdene i søbunden. I risikovurderingssammenhæng er især estimeret af opholdstiden anvendeligt til at vurdere risikoen for en eventuel ophobning af forureningsstoffer i søen. Der er dog ikke estimeret opholdstider for alle søer. I de tekniske baggrundsnotater findes også information om søens miljøtilstand som defineret efter fosfor-relaterede parametre som sigtddybde og klorofyltal. Søers miljøtilstand har altså endnu ingen tilknytning til forekomsten af miljøfremmede stoffer.

### 7.2.2 NOVANA

Det datagrundlag, der fremgår af vandplanernes tekniske notater, er indsamlet under NOVANA-programmet, det Nationale program for **O**vervågning af **V**andmiljøet og **N**aturen. Siden 2004 er



der indsamlet data for over 150 søer, både information om arter og biologiske parametre, men også om kemisk tilstand for både næringsstoffer og miljøfremmede stoffer. Data er senest opgjort i en samlerapport udgivet af DCE, Nationalt Center for Energi og Miljø på Århus Universitet i 2010. Rapporten omhandler især 15 intensivt undersøgte søer og dataindsamlingen og analyser er især koncentreret omkring næringsstofpåvirkning af søerne (Bjerring et al., 2011).

Data fra NOVANA-programmet findes i Danmarks Miljøundersøgelses database ODA og kan rekvireres herfra. Antallet af analyser for miljøfremmede stoffer er dog meget begrænset.

## **7.3 Beregningsmetoder**

### **7.3.1 HydroNet**

HydroNet-modellen er en konceptuel model, som er designet til at udnytte information om koncentrationer af naturlige grundvandssporstoffer til at modellere vandbalancen for søen og dermed også udvekslingen mellem overfladevand og grundvand (Gudbjerg og Gregersen, 2011). HydroNet er et nyudviklet værktøj til vurderingen af indstrømningen af grundvand til et overfladevandsreservoir. Modellen er baseret på meteorologiske (fordampning, temperatur) og hydrologiske (vandføring) data. Modellen ligger i kompleksitet og databehov et sted mellem helt simple vandbalancer og mere komplicerede og integrerede modeller som Mike She og Mike 11.

## **7.4 Indsamling af supplerende data**

### **7.4.1 Naturligt forekommende sporstoffer**

Til at vurdere indstrømningen af grundvand til et overfladevandsreservoir kan man måle på naturligt forekommende tracere, som ilt-isotoper, radioaktivt radon eller klorid. For eksempel har grundvand og overfladevand på grund af fordampning forskellig isotopsammensætning (jf. kap. 5.1.6), hvilket kan udnyttes til at beregne det samlede bidrag af grundvand til reservoiret. HydroNet-modellen (som bekrævet i kap. 7.3.1) kan bruge disse data for naturlige sporstoffer til modellering af vandbalancer og fortynding (Gudbjerg og Gregersen, 2011). Modellen kan så bruges til at vurdere opblandingen og beregne vandbalancen i systemet.

### **7.4.2 Sporstofforsøg**

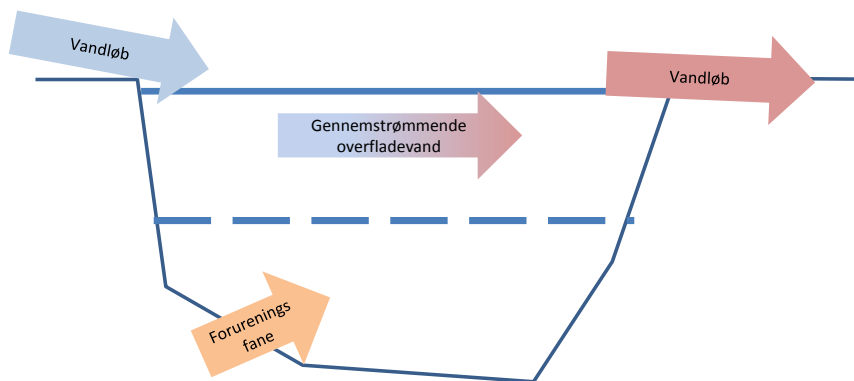
Isotopcentralen (1976) har udgivet en udførlig vejledning i hvordan man anvender forskellige typer af sporstof til evaluering af opblandingsforholdene i søer og åer. Et konservativt og ikke toksisk sporstof som klorid (i mindre mængder), fluorocerende rhodamin eller radioaktive isotoper udledes i en puls som efterfølgende spores på forskellige stationer ned gennem vandløbet eller søen. Dette giver informationer om vandløbets opblandingsforhold og det er på baggrund heraf muligt at beregne opholdstidsfordelingen af vand i søen eller vandløbet.

Et ældre studie fra Isotopcentralen (1975) bruger radioaktivt brom til evaluering af opblandingen i Mossø, én af Danmarks største søer. Resultaterne viste en tydelig lagdeling i søen, og at fordelingen af sporstof er stærkt styret af søens morfologi samt vindforhold på måledagen.

## **7.5 Opblanding i søer**

Opblandingen i søer er et kritisk punkt, da der i søer med en dybde større end nogle få meter i perioder vil opstå lagdeling i vandmassen. Effekten kaldes en termoklin og opstår, når koldt og dermed tungere vand synker til bunds i søen (Figur 7.2). Udstrømmende grundvand vil derfor ophobes på bunden og der kan ikke antages fuld opblanding i hele søens vandmasse. Om efteråret

under kraftige storme vil termoklinen dog nedbrydes og søen vil da være fuldt opblandet.



**FIGUR 7.2**  
SKITSE AF SØ MED LAGDELING (THERMOKLIN) OG GENNEMSTRØMNING I DET ØVRE LAG

For søer er det vanskeligt at generalisere, idet opblandingen i søer er meget stedspecifik, og det vil være nødvendigt med en individuel beregning og modellering af opblandingsforholdene. Faktorer som vind, søens geometri og dybdeforhold samt bevoksning i søen og på bredden er afgørende for fortyndingen i den enkelte sø.

I forbindelse med Screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2013a) har DHI med en række Mike3-modeller beregnet fortyndingen i 140 danske søer, der ligger inden for 100 meter af en jordforurening. For søer, er der i modsætning til fjorde medregnet muligheden for opkoncentration af stoffer, da opholdstiden i en sø er markant længere end for en fjord.

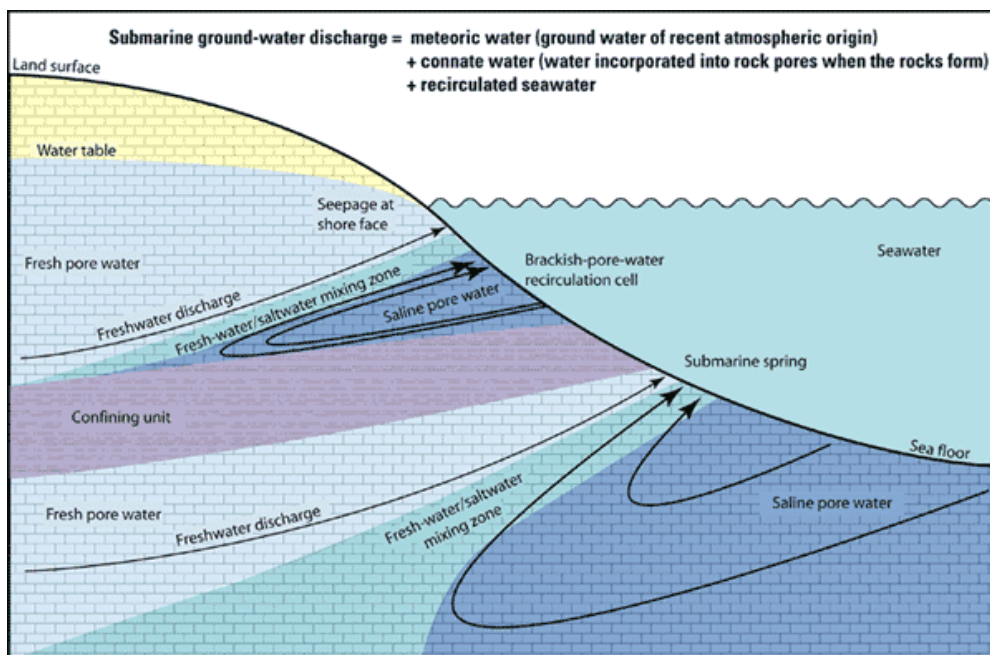
Det er ikke lykket at uddrage nogle klare relationer for fortyndingen mellem de enkelte søer. Dette skyldes sandsynligvis, at der er en række andre forhold, der gør sig gældende såsom orientering i forhold til fremherskende vindretning, konkrete forløb af søens omkreds, dybdeforhold i bredzonen, læ-effekter af skovområder med videre (Miljøstyrelsen, 2013c).

# 8. Marint miljø

I denne rapport dækker betegnelsen marint miljø åbne kyster, fjorde havnebassiner og tidevandspåvirkede estuarier. Tidligere erfaringer med modellering og risikovurdering af udstrømning til kystområder inkluderer Kærgård Plantage, hvor MIKE 21 blev brugt til modellering af fortyndingen af grundvandsudstrømningen fra de kemikalieholdige gruber (DHI, 2004) og til risikovurderingen af Høfde 42, Cheminovas kemikaliedepot ved Harbøre Tange (Fjordbøge et al., 2012).

## 8.1 Konceptuel model

Udstrømningen af grundvand til det marine miljø sker i det tilfælde, hvor grundvandmagasinet er i hydraulisk kontakt med havet. Udstrømningen af grundvand til havstokken er størst under ebbe, hvor den hydrauliske gradient er størst. Fortynding af det udstrømmende grundvand er bestemt af lokale vind- og strømningsforhold og en generel model kan kun opstilles for åbne kyster, hvor opblandingen sker i brændingen (Figur 8.1).



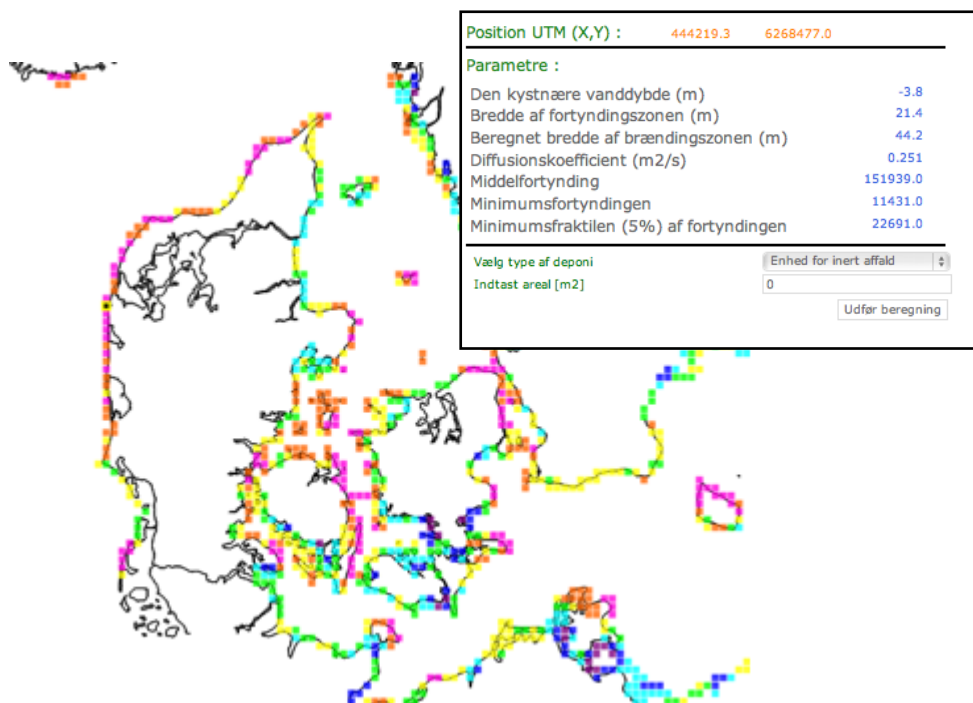
FIGUR 8.1  
SKITSE AF UDSTRØMMENDE GRUNDVAND TIL HAVET (USGS, 2010).

## 8.2 Beregningsmetoder

### 8.2.1 Dashboard

I forbindelse med risikovurdering af kystnære deponeringsanlæg, har Naturstyrelsen udviklet det såkaldte Dashboard, der er et værktøj til at bestemme fortynding af udsivende perkolat til åbne kyster. Dette værktøj anvendes også Miljøstyrelsens screeningsværktøj for jordforureninger (Miljøstyrelsen, 2013a).

Dashboardet har en opløsning på 6x6 km og angiver størrelsen på den fortynding, der sker ved åbne kyster. Figur 8.2 viser et screenprint fra Dashboard med angivelse af fortyndingsforholdene på et Danmarkskort. Indsat i øverste højre hjørne er et eksempel på de specifikke fortyndingsfold, der også kan fås fra modellen.



FIGUR 8.2  
ET EKSEMPEL PÅ DATA FRA DASHBOARD. HER VIST 5% FRAKTILEN. INDSAT ØVERST TIL HØJRE ER DATA FOR ET ENKELT PUNKT (HARBØRE TANGE). TILGÆNGELIG PÅ WWW.MST.DK/FORTYNDING.

Det er DHI's Danmarksmodel, der ligger som baggrundsregninger for Dashboard. Danmarksmodellen er en 3D numerisk hydrodynamisk model, der dækker Nordsøen, Kattegat og Østersøen, og er en videreudvikling af farvandsmodellen fra 1998. Modellen kører med DHI's modelsystem Mike 3. Til beregningerne for Dashboard er modelleret en sommerperiode (juni-juli 2004) og en vinterperiode (januar-februar 2004) med input for vandstandsvariationer, vindfelte og lufttryk, varmeudveksling med atmosfæren samt ferskvandsindstrømning fra større vandløb. De deraf beregnede fortyndingsfaktorer varierer fra 291.000 til 0. Den højeste fortynding findes som forventet ved åbne kyster som fx Vesterhavet og den laveste ved Vadehavet, et delvist lukket og meget lavvandet område (Jakobsen og Petersen, 2006).

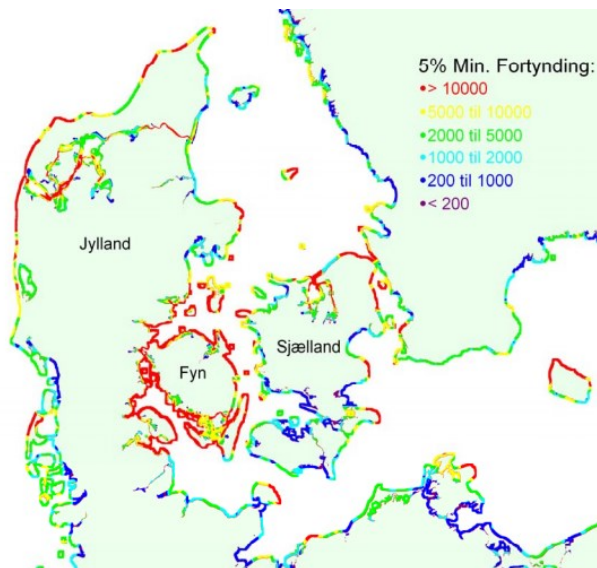
### 8.2.2 Numerisk modellering af fjorde og andre delvist lukkede kyststrækninger

Idet Dashboard kun gælder for de åbne kyster, kræver beregning af fortyndingsforholdene i lukkede og delvist lukkede systemer, som til fjorde og havnebassiner, selvstændige modelkørsler. Et eksempel herpå findes i DHI's rapport fra 2006 (Jakobsen og Petersen, 2006). Her findes modelkørsler for 6 udvalgte fjorde, nemlig Horsens Fjord, Kolding Fjord, Limfjorden, Odense Fjord, Roskilde Fjord og Isefjorden. Disse resultater er dog ikke umiddelbart brugbare til andre lokaliteter, da de er baseret på perkolatudstrømning fra bestemte steder i fjordene og da placeringen af kilden er altafgørende for beregningerne.

Fjordmodellerne er lavet med DHI's numeriske modelleringprogram Mike 21 FM, som på baggrund af geometriske data (dybde), vind og bølgehøjder giver en dybdemidlet 2D model for stoftransport.

Modellen tager derfor ikke højde for eventuel lagdeling i fjordene, der kan opstå ved ferskvandsudstrømning (Jakobsen og Petersen, 2006).

Både Dashboard og Mike 21 simuleringerne kan bruges til beregning af en 5% fraktil fortyndingsfaktor (Figur 8.3). 5% fraktilen betragtes som et konservativt "worst-case", der opstår ved lave vandføringer. I danske farvande er 5% fraktilen stærkt varierende, men dog med visse tendenser: I farvandet omkring Fyn, hvor den tidevandsdrevne strøm er størst, er fortyndingen stor, mens der fx omkring Sydsjælland og inderst i fjordene kun er meget ringe fortynding.



FIGUR 8.3  
MINIMUMSFRAKTILEN (5%) AF FORTYNDINGEN VED DE DANSKE KYSTER (JAKOBSEN OG PETERSEN, 2006)

I forbindelse med udviklingen af Screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2013a) er opstillet 3D numeriske modeller i Mike 3 FM for 78 fjorde, der tager hensyn til de vigtigste styrede parametre for strøm og fortyndingsforhold. Som i ovenstående rapport er også her brugt 5% fraktilen som worst-case fortynding. I tilfælde, hvor vanddybden er 0 kan modellen ikke beregne fortyndingen, og i disse tilfælde sættes 5% fraktilen til 1, dvs. at der ikke regnes med fortynding.

Et alternativt værktøj til vurdering af opblanding og fortynding er CORMIX, der er et empirisk værktøj til vurdering af opblanding og udbredelse af forureningsfaner (CIS-WFD, 2010). Modellen er udviklet i samarbejde med US EPA. Mere information findes på [www.cormix.info](http://www.cormix.info).

### 8.3 Data

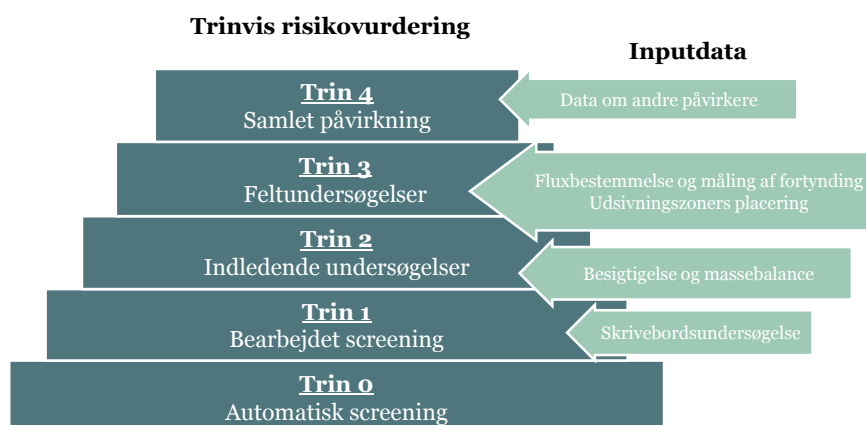
Det er vanskeligt ved direkte målinger at vurdere fortyndingen i havmiljøet, så i langt de fleste tilfælde vil fortyndingsberegningerne være baseret på numerisk modellering. Datagrundlaget for modelsimuleringerne skaffes via DMI og opmålinger af dybdeforhold samt kortbaseret data.

### 8.4 Opblanding og fortynding i marine miljøer

Som det allerede fremgår overfor er der stor variation i fortyndingsforholdene i det marine miljø, alt efter om fortyndingen sker ved åbne kyster eller lukkede fjorde. Data for opblandingsforholdene kan findes i de førnævnte rapporter fra hhv. kyster (DHI, 2006) og fjorde (Miljøstyrelsen, 2013c).

# 9. Vurdering af påvirkningen fra jordforureninger på overfladevand

Rapportens overordnede formål er at skitsere en metode til risikovurdering af forurenede lokaliteters påvirkning af overfladevand. I forbindelse hermed har Miljøstyrelsen udviklet et værktøj til brug i den indledende screening, der bruges som prioriteringsværktøj og udgangspunkt for den videre risikovurdering.

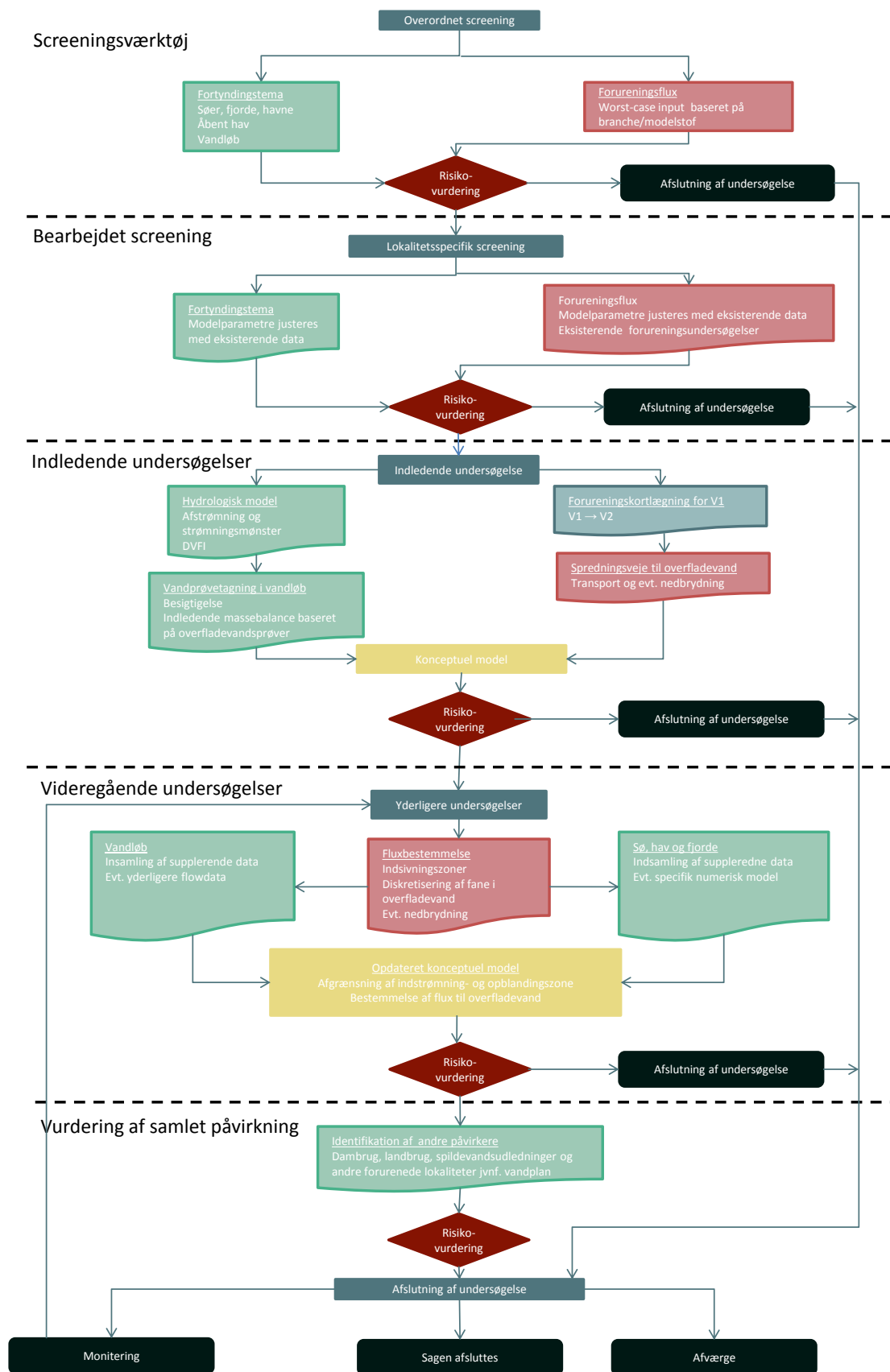


FIGUR 9.1  
TRINVIS MODEL FOR RISIKOVURDERING AF OVERFLADEVAND

En skematisk oversigt for risikovurdering af forurenede lokaliteter er præsenteret i Figur 9.2 (se næste side), der med et flowdiagram skitserer risikovurderingen af de forurenede lokaliteter. De forskellige faser af risikovurderingen (Screeningsværktøj, bearbejdet screening, undersøgelser og vurdering af den samlede påvirkning) er yderligere forklaret i de følgende kapitler.

Flowdiagrammet er opbygget således, at for hvert trin i risikovurderingen, går flowdiagrammet gennem en dataindsamlingsdel og en risikovurdering. Dataindsamlingsdelen, hvor der i et eller andet omfang skal indsamles konkrete data for den forurenede lokalitet er markeret med en afrundet underkant ( ) hvorimod rektangler ( ) markerer default-data (i den automatiske screening). Farven på disse angiver om der er tale om oplysninger for kilden ( ), forureningstransporten ( ) eller overfladevandet ( ), jf. kilde-transport-receptor-modellen i Figur 4.1.

Disse data samles, hvis der er tale om undersøgelser ud over screeningen, i en konceptuel model ( ), der justeres ved indhentning af mere information. Den konceptuelle model danner basis for risikovurderingen. De røde ruder-formede felter ( ) angiver risikovurderingen, hvor de beregnede eller målte flux holdes op mod kriteriet. Kasser med afrundede kander markerer en beslutning ( ), der tages på baggrund af risikovurderingen.



**FIGUR 9.2**  
FLOWDIAGRAM TIL RISIKOVURDERING AF FORURENEDE LOKALITETER. EFTER EJLSKOV ET AL. (1998)

## 9.1 Blandingszoner og kvalitetskriterier

Et centralt punkt i risikovurderingen af forurenede lokaliteters påvirkning af overfladevand er at beregne fortyndingen af den estimerede eller kvantificerede forureningsflux og sammenholde den opnåede koncentration sværdi med de gældende kriterier for overfladevandstypen. Kriterierne er defineret i Bekendtgørelse 1022 (Miljøstyrelsen, 2010a), og der eksisterer heri specifikke kriterier for ferskvand og saltvand og for hver af disse vandtyper desuden et kortidskriterie og et langtidskriterie. For jordforurenings påvirkning af overfladevand forholdes der udelukkende til langtidskvalitetskriterierne, idet Bekendtgørelse 1022 opstiller meget specifikke krav til kortidsudledninger, der primært er møntet på spildevandsudledninger.

Centralt i risikovurderingen ligger anvendelsen af blandingszoner, hvori overskridelser af de fastsatte kriterier tillades. Ved kanten af blandingszonen skal kriteriet dog være overholdt. Udstrækningen af en blandingszone skal som udgangspunkt begrænses til forureningsudsivningens umiddelbare nærhed og skal derfor afpasses til koncentrationerne/fluxe af de forurenende stoffer (Miljøstyrelsen, 2013g). Graden af opblanding og fortynding og hvordan dette beregnes i de forskellige overfladevandstyper er beskrevet i kapitel 6, 7 og 8.

For at gøre screeningsværktøjet operationelt har det været nødvendigt i Trin 0 og 1 at udpege fast definerede blandingszoner (se box en herunder). I de efterfølgende trin fastsættes blandingszonens udbredelse af vandmyndigheden, dvs. kommunen eller Naturstyrelsen.

### Blandingszoner

#### Trin 0 og 1 (jf. Miljøstyrelsen, 2013g)

##### Vandløb

$$BZ_{\text{vandløb}} = 10 \times B^2$$

For vandløb fastsættes arealet af blandingszonen som vandløbets bredde gange 10 gange vandløbets bredde.

##### Søer og fjorde

$$BZ_{\text{sø, fjord, hav}} = \frac{1}{2} \times \pi \times (50 \text{ m})^2$$

For søer og fjorde udgøres arealet af blandingszonen af en 50 meter zone på hver side af udsivningen, hvor udsivningen som udgangspunkt udgøres af et punkt.

##### Åbne kyster

$$BZ_{\text{åben kyst}} = \frac{1}{2} \times \pi \times (100 \text{ m})^2$$

For de åbne kyster udgøres arealet af blandingszonen af en 100 meter zone på hver side af udsivningen, hvor udsivningen som udgangspunkt udgøres af et punkt.

#### Trin 2, 3 og 4

Der eksisterer ikke tilsvarende konkrete retningslinjer for dimensionering af blandingszoner i de videregående trin. Blandingszonens udtrækning vurderes her af vandmyndigheden (dvs. kommunen eller Naturstyrelsen) i det konkrete tilfælde.

## 9.2 Trin 0: Screeningsværktøjet

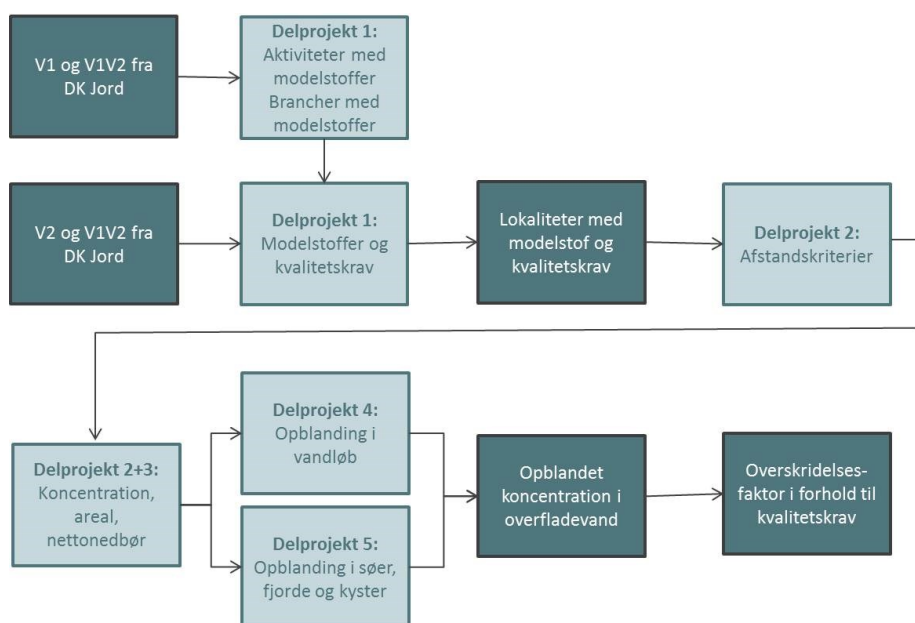
For at lette udpegningen af lokaliteter, der potentielt truer overfladevand, har miljøstyrelsen udviklet et GIS-baseret screeningsværktøj, der på baggrund af oplysninger om lokaliteter og overfladevandstype beregner en stofkoncentration i overfladevandet, der kan sammenholdes med de gældende kriterier (Miljøstyrelsen, 2013a). En skematisk oversigt over værktøjets opbygning ses i Figur 9.2.



I screeningsværktøjet knyttes V1 lokaliteter til et eller flere modelstoffer, der repræsenterer de stoffer, der formodes at være på lokaliteten på baggrund af brancher og aktiviteter. For V2 lokaliteterne trækkes data fra DK-Jord for de fundne stoffer, og disse tildeles et af de 16 udpegede modelstoffer.

Modelstofferne er tildelt en formodt fanelængde og en formodt forureningsflux beregnet på baggrund af bl.a. et estimat af infiltrationen og "worst case" forureningskoncentrationer. Herefter beregnes en koncentration efter opblanding i en af de 4 overfladevandtyper: Hav, fjorde, søer og vandløb. Størrelsen af af blandingszonerne for vandløb, søer, fjorde og åbnækyster, der anvendes i den automatiske og bearbejdede screening (Trin 0 og 1), er angivet i boxen i afsnit 9.1.

Overskrides gældende generelle miljøkvalitetskrav (jvnf. Bek. 1022), udpeges lokaliteten som potentielt truende. I den bearbejdede screening justeres på standardparametre og kriterier i forhold til konkret viden (kapitel 9.2). I forbindelse med prioritering af de forurenede lokaliteter kan der tages udgangspunkt i overskridelsesfaktoren (et mål for hvor meget kriteriet overskrides af den beregnede flux for modelstofferne), som screeningsværktøjet beregner.



FIGUR 9.2  
FLOW FOR EN LOKALITET GENNEM DET UDVIKLEDE SCREENINGSVÆRKTØJ (MILJØSTYRELSEN, 2013A).

### 9.3 Trin 1: Den bearbejdede screening

Den automatiske screening giver en liste med udpegede lokaliteter, der potentielt truer overfladevand. Disse lokaliteter vil skulle gennemgå en bearbejdet screening, der med relevante data fra den enkelte lokalitet vil kunne kvalificere risikovurderingen. Den bearbejdede screening laves med et webbaseret-værktøj, der forventes at kunne tages i brug primo 2014. De parametre, der vil kunne justeres i den bearbejdede screening er:

For den forurenede lokalitet kan man ændre på forureningsfluxen ved at justere:

- Koncentration
- Nettonedbør
- Areal

For overfladevandet kan følgende parametre justeres:

- Vandføring (for vandløb)
- Fanebredde (for vandløb)
- Dybde, bredde og hældning (for vandløb)
- Fortynding (for søer, fjorde og kyster)

Dette trin af risikovurderingen bygger udelukkende på eksisterende data og der er således ikke lagt op til undersøgelser og fysisk dataindsamling på dette trin. For lokaliteter undersøgt på vidensniveau 2 (V2) vil den eksisterende undersøgelsesrapport kunne give informationer om specifikke stoffer, og evt kildestyrke og forureningsniveauer, der kan bruges til at kvalificere flux-inputtet i screeningsværktøjet. For V1 lokaliteter findes disse informationer ikke og der er endnu ikke udarbejdet en metode til risikovurdering af disse, men som det fremgår af kapitel 3 lægges der op til at en del af de V1 lokaliteter, der udpeges i den automatiske screening, undersøges på V2 niveau. For V1 lokaliteterne kan der dog justeres på overfladevandsparametre i visse tilfælde inden undersøgelses igangsættes.

Data for opblandingsberegningerne i overfladevandet vil til en vis grad skulle valideres, såfremt det er muligt at finde yderligere datakilder, og det er nødvendigt at kontrollere om de data der bruges i den automatiske screening er valide. For vandløb handler det om medianminimumsvandføringsværdien, der bør kvalitetssikres. For hav, fjorde og søer anvendes en numerisk model for opblandingen, der ikke kræver yderligere validering på dette trin, idet fortyndingsberegningerne her er konservative og udtrykker en kritisk situation.

#### **9.4 Trin 2 og 3: Undersøgelser**

Som beskrevet i kapitel 4 er den konceptuelle model opdelt i kilde-transport-receptor-kæden, der beskriver forureningens transport gennem grundvandsmagasinet. Erfaringerne fra grundvandsforureninger har især koncentreret sig om de første 2 led af kæden, punktkildens karakteristika og transporten gennem grundvandsmagasinet. De processer, der foregår i det modtagende vandområde er dårligere beskrevet, og kapitel 5 har derfor primært fokuseret på de undersøgelsesmetoder, som ikke er sædvanlige i forbindelse med undersøgelser af grundvandstruende lokaliteter.

Undersøgelsesfasen er inddelt i indledende undersøgelser og videregående undersøgelser, hvor der i forbindelse med de indledende undersøgelser opstilles en konceptuel model. For vandløb kan denne konceptuelle model relativt nemt kvalificeres med udtagning af vandprøver i vandløbet til en indledende massebalance-beregning, idet man på baggrund af et begrænset antal vandprøver kan lave en overslagsberegning, der giver et indtryk af med hvilken flux, den forurenede lokalitet påvirker overfladevandet (se kapitel 5.3.3). For vandløb kan risikovurderingen altså afsluttes på Trin 2, mens det for de andre overfladevandstyper formentlig er nødvendigt med de videregående undersøgelser i Trin 3.

Detaljeringsniveauet for de yderligere undersøgelser i Trin 3 og en mere konkret beskrivelse af hvilke undersøgelser, der kræves for en fuld risikovurdering vil blive yderligere beskrevet i den kommende vejledning.

#### **9.5 Trin 4: Vurdering af påvirkningen**

Som beskrevet tidligere kan det på baggrund af kvalitetskrav og viden om andre påvirkere vurderes, om der sker en væsentlig påvirkning af overfladevand (se kap. 3.2).

Når der er udført en risikovurdering for det forureningsbidrag, der stammer fra den forurenede lokalitet, anbefales det, at vurdere hvilke andre påvirkninger af et vandløb, der findes, inden evt. tiltag overfor forureningen iværksættes. Man kan sagtens forestille sig den situation, at en risikovurdering viser, at en lokalitet forurener overfladevand med resulterende koncentrationer, der overskrider kvalitetskriterierne, men at fx en spildevandsudledning påvirker med de samme stoffer i større mængder, og at en indsats overfor lokaliteten alene således ikke vil give nogle miljøeffekt.

Fysiske forhold som for lav vandføring fx pga. kraftig vandindvinding i området, eller andre fysiske forhold omkring vandløbet (rørføring, opstemninger m.m.) har stor betydning for tilstanden i vandløb – hvis der ikke er vand nok, betyder det mindre for flora og fauna hvad vandkvaliteten er. Sådanne påvirkninger er ret detaljeret beskrevet i Naturstyrelsens vandplaner med bagvedliggende basisanalyser samt kommunernes efterfølgende vandhandleplaner for Danmarks vanddistrikter.

Udover fysiske påvirkninger, kan der være en række forureningsmæssige påvirkninger fra andre kilder. I de vandplansrelaterede dokumenter er der for hvert vanddistrikt beskrevet påvirkningen fra forurenende stoffer såsom organiske og iltforbrugende stoffer, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer. Yderligere oplysninger om udledningstilladelseernes placering og kravværdier kan i mange tilfælde findes hos vandmyndigheden, dvs. kommunerne.

I de følgende kapitler gennemgås hvilke effekter forurenede lokaliteter forventes at have på overfladevand og disses økosystemer.

### 9.5.1 Kritiske stoffer og forurenede lokaliteter

Undersøgelser i Danmark og udlandet på konkrete sager viser, at der kan ske betydelige overskridelser lokalt i vandløbet i nærheden af udsivningen fra en jordforurening. Der er især publiceret eksempler med chlorerede opløsningsmidler (fx McKnight et al., 2010 og Appendix I). I forhold til kvalitetskravene viser erfaringerne, at nedbrydningsproduktet vinylchlorid ofte vil være det kritiske stof for chlorerede opløsningsmidler på grund af det meget lave kvalitetskriterie i overfladevand. Der er dog også eksempler på, at moderstoffet TCE har overskredet kvalitetskriterierne i vandløb, i tilfælde hvor forureningens kildestyrke er høj (McKnight et al., 2010).

Pesticider, som er mobile i grundvand, tilhører ofte gruppen af 2. generations herbicider (Helweg, 2010). For disse gælder, at de økologisk fastsatte vandkvalitetskriterier, er højere end det generelt fastsatte grundvandskvalitetskriterier på 0,1 µg/L. Herbicider (fx triaziner, phenoxysyrer), som ofte er fundet ved gamle lossepladser (Baun et al., 2003), vil derfor være mindre kritiske for overfladevand.

Mobile tungmetaller har forskellig oprindelse, men er hyppigt forekommende. De anses for et problem, da de i modsætning til mange organiske stoffer ikke nedbrydes i jord og grundvand. Arsen og Cr(VI) er meget mobile i grundvand, bly og kviksølv noget mindre. Arsen er kemisk set ikke et tungmetal, men et metalloid med nogenlunde samme kemiske egenskaber som fosfat, og er der for meget mobilt i især anaerobt grundvand. Arsen kan akkumuleres i okkerholdige sedimenter, der dannes ved opstrømmende grundvand. Cr(VI) forventes ikke at udgøre et stort problem for overfladevand, da stoffet med al sandsynlighed vil blive reduceret til ufarligt Cr(III) ved reaktion med organisk stof i overgangszonen til overfladevandet.

Punktkilderne tæt på havmiljøet er især lossepladser (Figur 2.5), hvormed påvirkning fra en lang række forskellige miljøfremmede stoffer er muligt. Generelt for havmiljøet er dog, at der ved udsivning af forurenede grundvand til havstokken sker en meget stor fortynding (jf. kap. **Fejl! envisningskilde ikke fundet.**) i forhold til de ferske vandområder. Havmiljøet er dermed mest sårbart i forbindelse med meget kraftig udledning af miljøfremmede stoffer med meget lave vandkvalitetskriterier (fx parathion ved Høfde 42), eller stoffer der kan akkumuleres i havsedimentet.

Hvis man sammenligner disse overvejelser med fordelingen af forureningstyper for de 43 store sager (kap. 2.1) er det markant at lossepladser er så fremtrædende. I Danmark er der som helhed registreret ca. 3000 fyld- og lossepladser ud de kortlagte lokaliteter i DK Jord (Miljøstyrelsen, 2013a). Forklaringen er formentlig, at lossepladser oftere end andre forureningskilder er placeret tæt ved overfladevand, samt at de på grund af deres størrelse er meget dyre at oprense.

Lossepladser indeholder en række forskellige forureningstyper (Christensen et al., 2001):

- Organisk stof
- Uorganiske stoffer og salte (chlorid, ammonium, kalium)
- Tungmetaller
- Specifikke miljøfremmede stoffer

I forhold til truslen mod overfladevand er forekomsten af organisk stof, ammonium og jern interessant, da de alle er iltforbrugende i overfladevandet. Ammonium, jern, en række tungmetaller, samt specifikke miljøfremmede stoffer har også en direkte toksisk effekt, som er afspejlet i kvalitetskriterierne. Organisk stof, uorganiske stoffer, herunder ammonium forekommer ved lossepladser i høje niveauer (mg/l), hvilket adskiller dem fra de specifikke miljøfremmede stoffer. Påvirkning af grundvand relateret til disse stoffer har generelt ikke været medtaget i større omfang ved vurdering af grundvandsrisikoen, da disse stoffer også forekommer i betydende koncentrationer i grundvand eller forholdsvis hurtigt bliver omsat/udfældet nedstrøms forureningskilden (Organisk stof, Fe(II)). Der er derfor behov for at revurdere den konkrete risikovurdering fra lossepladser, da overfladevand ikke er taget i betragtning og især fordi de relevante stoffer måske ikke er medtaget. Dette er gjort i et selvstændigt projekt, der er udarbejdet sideløbende med denne rapport og sætter fokus på de særlige problematikker i forbindelse med overfladevand og lossepladser (Miljøstyrelsen, 2013g).

Gasværker er en anden gruppe af forurenede grunde, hvor samme problemstilling måske kunne gøre sig gældende, mens for en række af de hyppigst forekommende forureningstyper kan risikoen for overfladevand tage udgangspunkt i og være en udbygning af risikovurderingen i forhold til grundvand.

### 9.5.2 Påvirkning af økosystemer

Vurderingen af om der sker en væsentlig påvirkning af overfladevand fra jordforureninger skal vurderes ud fra kvalitetskriterier, som beskrevet i kapitel 3. I Vandrammedirektivet er det fastsat, at både den økologiske og kemiske kvalitet skal vurderes, men i den første planperiode er den kemiske påvirkning ikke medtaget.

I forhold til at medtage økologiske forhold er der to problemstillinger, som skal nævnes:

- Økologiske vurderinger for enkeltstoffer er indeholdt i kvalitetskriterier for overfladevand, som beskrevet i 9.2, men den samlede påvirkning er ikke med (cocktaileffekter)
- De nuværende vandløbsklassificeringer er baseret på Dansk Vandfauna indeks (DVFI), som er et mål for påvirkning relateret til iltforbrugende stoffer (primært organisk stof, men også afledte effekter af eutrofiering) (Miljøstyrelsen 1998)

Det sidste betyder, at en kvantitativ vurderingsmetode for specifikke organiske stoffer ikke eksisterer i dag. Der eksisterer metoder som kan vurdere den samlede økologiske påvirkning af specifikke miljøfremmede stoffer og pesticider (Rasmussen et al., 2012; McKnight et al., 2012), men de er ikke implementeret i Danmark i dag.

Erfaringer med disse metoder tyder på, at overvejelserne i kapitel 9.2 om at herbicider fra gamle lossepladser ikke udgør et betydeligt problem fra en økologisk synsvinkel, er sandsynlige. Undersøgelser i forhold til chlorerede ethener bekræfter også, at det generelt ikke er et betydeligt problem fra en økologisk synsvinkel (McKnight et al., 2010, 2012), så det vurderes at de kemiske kvalitetskriterier vil være dækkende. Lignende overvejelser gør sig gældende for olie og benzinstoffer (McKnight et al., 2012), men der er ikke så mange konkrete undersøgelser på dette område. Naphthalen er formentlig et af de mest kritiske stoffer, da det er i en mellemgruppe med nogen mobilitet og nogen mulighed for bioakkumulering (McKnight et al., 2012).

I modsætning til de specifikke miljøfremmede stoffer vil organisk stof, ammonium og Fe(II) fra lossepladser alle indgå i den samlede vurdering i forhold til DVFI, så deres effekter er principielt vurderet. Men det er måske ikke erkendt, at disse påvirkninger fra lossepladser kan være medvirkende til give forringet vandkvalitet, da fokus har været på spildevandsudledninger

### **9.5.3 Input til basisanalysen**

Formålet med en risikovurdering af forurenede lokaliteters påvirkning af overfladevand er at kvantificere en eventuel påvirkning af de overfladevandstyper der er omfattet af vandplanerne og afgøre om denne påvirkning set i forhold til den samlede påvirkning er væsentlig. Det vil sige, at der i basisanalysens samlede vurdering skal medtages informationer om input for alle påvirkere af det pågældende overfladevand.

Inputtet til basisanalysen består af en vurdering og kvantificering af forureningsfluxen samt en vurdering af hvor meget denne fortyndes i det pågældende overfladevand. Her skal også tages højde for eventuelle nedbrydningsprocesser og ophobning af stoffer i sedimentet som følge af sorption.

Den påvirkning, den pågældende forurenede lokalitet udgør på overfladevandet, vil da skulle vurderes i forhold til andre påvirkere, fx andre forurenede lokaliteter, landbrug, dambrug og punktkilder fra spildevandsudledning. Den endelige beslutning om iværksættelse af afværgeforanstaltninger ligger således hos vandmyndigheden (dvs. Naturstyrelsen) efter en konkret vurdering af den samlede påvirkning for det konkrete overfladevandsområde.

# Referencer

- Aabling, J., Jensen, J.B. (2012). E-mail korrespondance med Jens Aabling (Miljøstyrelsen), der videregiver information fra Jens Brøgger Jensen (By- og Landskabsstyrelsen).
- Andersen, M.S., Jakobsen, R. (2007). From the aquifer to the sea - mapping and quantifying discharge and nitrate flux and transformations – a review of methods. Groundwater Quality 2007 Conference (GQ'07): Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments, Fremantle, Western Australia.
- Baun, A., Reitzel, L.A., Ledin, A., Christensen, T.H., Bjerg, P.L. (2003). Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, 65, 269-291.
- Baxter, C., Hauer, F.R., Woessner, W.W. (2003). Measuring Groundwater–Stream Water Exchange: New Techniques for Installing Minipiezometers and Estimating Hydraulic Conductivity. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 493-502.
- Becker, M.W., Georgian, T., Ambrose, H., Siniscalchi, J., Fredrick, K. (2004). Estimating flow and flux of ground water discharge using water temperature and velocity. *Journal of Hydrology*, 296, 221-233.
- Bjarnov, S. (1987). Beregning af medianminimum på grundlag af årsminimumsserier. Hedeselskabets Hydrometriske undersøgelser. Beretning nr. 32.
- Bjarnov, S., Ludvigsen, L. (1990). Medianminimum bestemt på baggrund af synkronmålinger. Fagdatacenter for Hydrometriske Undersøgelser. Hedeselskabet, Viborg.
- Bjerg, P.L. & Kjeldsen, P. (2010): Grindsted gamle losseplads – en sammenfatning af DTU's forskningsresultater. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Syddanmark, Kgs. Lyngby.
- Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J., Bøgestrand, J. (2011). Søer 2010 – NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 2011.
- Brouyère, S., Battle-Aguilar, J., Goderniaux, P., Dassargues, A. (2008). A new tracer technique for monitoring groundwater fluxes: The Finite Volume Point Dilution Method. *Journal of Contaminant Hydrology*, 95, 121-140.
- Burnett, W.C., Aggarwal, P.K., Aureli, A., Bokuniewicz, H., Cable, J.E., Charette, M.A., Kontar, E., Krupa, S., Kulkarni, K.M., Loveless, A., Moore, W.S., Oberdorfer, J.A., Oliveira, J., Ozyurt, N., Povinec, P., Privitera, A.M.G., Rajar, R., Ramessur, R.T., Scholten, J., Stieglitz, T., Taniguchi, M., Turner, J.V. (2006). Review: Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Science of the Total Environment*, 367, 498-543.
- Bühlke, J.K., Denver, J.M. (1995). Combined use of groundwater dating, chemical, and isotopic analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds, Atlantic coastal plain, Maryland. *Water Resources Research*, 31, 2319-2339.
- Cardenas, M.B., Wilson, J.L. (2007). Thermal regime of dune-covered sediments under gaining and losing water bodies. *Journal of Geophysical Research*, 112, G04013 (1-12).

- Christensen, S.B., Raun, K.D. (2005). Udsivning af punktkildeforurenede grundvand til overfladevand i et Vandrammeperspektiv. Eksamensprojekt ved Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. & Heron, G. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16, 659-718
- CIS-WFD (2010). Technical Background Document on Identification of Mixing Zones. Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive (WFD).
- Conant, B. Jr. (2004). Delineating and Quantifying Ground Water Discharge Zones Using Streambed Temperatures. *Ground Water*, 42, 243-257.
- Conant, B. Jr., 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, 249-279.
- Constantz, J., Cox, M.H., Su, G.W. (2003). Comparison of Heat and Bromide as Ground Water Tracers Near Streams. *Ground Water*, 41, 647-656.
- Constantz, J., Stonestrom, D.A. (2003). Heat as a tracer of water movement near streams. I: Stonestrom, D. A. & Constantz, J., USGS Circular 1260, US Department of the Interior & US Geological Survey, Denver, CO.
- Corbett, D.R., Dillon, K., Burnett, W., Chanton, J. (2000). Estimating the groundwater contribution into Florida Bay via natural tracers,  $^{222}\text{Rn}$  and  $\text{CH}_4$ . *Limnology and Oceanography*, 45, 1546-1557.
- Cornett, R. J., Risto, B.A., Lee, D.R. (1989). Measuring Groundwater Transport Through Lake Sediments by Advection and Diffusion. *Water Resources Research*, 25, 1815-1823.
- Depotrådet (2011): Redegørelse om jordforurening. Redegørelse nr. 1. 2011. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Dahl, M., Langhoff, J.H., Kronvang, B., Nilsson, B., Christensen, S., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C., Rasmussen, K.R., von Platen-Hallermun, F., Refsgaard, J.C. (2004). Videreudvikling af ådalstypologi - Grundvand- Overfladevand Interaktion (GOI). GEUS. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 16.
- DHI (2004): Arbejdsgruppen vedrørende Kærgård Plantage: Beregning af fortynding ved Kærgård Plantage. November 2004. Rapport udarbejdet af DHI.
- Ejlskov, P., Poul L. Bjerg og Peter Kjeldsen (1998): Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser, VJ, Teknik og Administration, nr. 3, 1998
- Fischer, H. B., E. J. List, R. C. Y. Koh, J. Imberger and N. H. Brooks (1979). *Mixing in inland and coastal waters*. San Diego, Academic Press.
- Fjordbøge, A.S., Bjerg, P.L., Kusk, K.O., Binning, P.J. (2012). NorthPestClean: Remediation Stop Criteria. Phase A: Conceptual development and identification of data needs. Project no.: Life09/ENV/DK368, Region Midtjylland.
- Fryar, A.E., Wallin, E.J., Brown, D.L. (2000). Spatial and Temporal Variability in Seepage Between a Contaminated Aquifer and Tributaries to the Ohio River. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 20, 129-146.
- Ejlskov (2005): Indsamling af supplerende data til Monitoringsplan for Grindsted. Afrapportering af Fase 2. Delrapport 1. 15-06-2005. Ribe Amt.
- Greswell, R.B. (2005). High-resolution in situ monitoring of flow between aquifers and surface waters. Science Report SC030155/SR4, Environment Agency, Bristol, UK.

- Gudbjerg, J., Gregersen, J. (2011). Sømod – IT-system til kortlægning af udveksling mellem grundvand og overfladevand vha. integreret analyse og modellering. HydroInform for Naturstyrelsen, 2011.
- Grundvandskontoret (2006): Overvågning Grindsted Å - 2006. Grundvandsforurening i Grindsted. Tech. Rep. Sag nr.04/350, Ribe Amt, internt notat.
- Hamonts, K., Kuhn, T., Maesen, M., Bronders, J., Lookman, R., Kalka, H., Diels, L., Meckenstock, R.U., Springael, D., Dejonghe, W. (2009). Factors Determining the Attenuation of Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons in Eutrophic River Sediment Impacted by Discharging Polluted Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 43, 5270-5275.
- Helwig, A. (editor), *Kemiske stoffer i miljøet*, 1. udgave, 2. oplag 2003, Gads Forlag, København.
- Isotopcentralen (1975). Måling af opblanding af Gudenåens vand i Mossø d. 27.6.1974. Gudenåundersøgelsen, rapport 30. Isotopcentralen.
- Isotopcentralen (1976). Rapport vedrørende transporttids- og dispersionemålinger i Gudenå-systemet. Udført 1974-75 i forbindelse med de intensive vandløbsundersøgelser. Isotopcentralen.
- Jakobsen, F., Petersen, O. (2006). Fortynding langs dansk kyster. DMI for Miljøstyrelsen.
- Jensen, J.B., Hansen, J.G., Aabling, J. (2010). Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.). Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Jensen, J.K. and P. Engesgaard, (2011) Non-uniform groundwater discharge across a stream bed: Heat as a tracer, *Vadose Zone J.*, 10, 98-109
- Jord & Affald (2011): Vurdering af påvirkning af Grindsted Å og Grindsted Engsø fra jordforureningerne fra Grindstedværket. Tech. Rep. MST-780-00014, Miljøstyrelsen.
- Kalbus, E., Reinstorf, F., Schirmer, M. (2006). Measuring methods for groundwater – surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, 873-887.
- Kenoyer, G.J., Anderson, M.P. (1989). Groundwater's dynamic role in regulating acidity and chemistry in a precipitation-dominated lake. *Journal of Hydrology*, 109, 287-306.
- Krause, S., Blume, T., Cassidy, N.J. (2012). Investigating patterns and controls of groundwater upwelling in a lowland river by combining fibre-optic distributed temperature sensing with observations of vertical head gradients. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 9, 337-378.
- Krupa, S.L., Belanger, T.V., Heck, H.H., Brock, J.T., Jones, B.J. (1998). Krupaseep—The Next Generation Seepage Meter. *Journal of Coastal Research*, SI 26, 210-213.
- Lee, D.R. (1977). A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnology and Oceanography*, 22, 140-147.
- Lee, D.R. (1985). Method for locating sediment anomalies in lakebeds that can be caused by groundwater flow. *Journal of Hydrology*, 79, 187-193.
- Libelo, E.L., MacIntyre, W.G. (1994). Effects of surface-water movement on seepage-meter measurements of flow through the sediment-water interface. *Applied Hydrogeology*, 4, 49-54.
- 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*, 36, 1126-1137.
- McKnight, U.S., Rasmussen, J.J., Kronvang, B., Bjerg, P.L., Binning, P.J. (2012). Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. *Science of the Total Environment* (submitted).



Miljøstyrelsen (1998a). Oprydning på forurenede lokaliteter – hovedbind og appendikser. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 & 7. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1998b). Biologisk vandløbskvalitet. Vejledning nr. 5/1998. Miljø og Energiministeriet.

Miljøstyrelsen (2000). Kortlægning af forurenede arealer. Vejledning fra miljøstyrelsen Nr. 8 2000. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2002). Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand. DHI – Institut for Vand og Miljø. Miljøprojekt nt. 690. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2004a). Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 4. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2004b). Basisanalyse del 1 – Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2 2004. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2007). Store Forureningssager. Afrapportering fra den tekniske arbejdsgruppe. For Miljøstyrelsen og regionerne i Danmark, Juni 2007.

Miljøstyrelsen (2009). BEK nr 1427 af 04/12/2009: Bekendtgørelse af lov om forurennet jord (Jordforureningsloven). Miljøministeriet, Lovtidende A.

Miljøstyrelsen (2010a). BEK nr 1022 af 25/08/2010: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet. Miljøministeriet, Lovtidende A.

Miljøstyrelsen (2010b). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. (Opdateret juni og juli 2010). Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2011). Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr. 1024 af 31/10/2011. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2013a): Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger, Delprojekt 6, Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, september 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013b): Vurdering af fortynding i vandløb. Delprojekt 4. Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, juli 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013c): Fortynding i søer og fjorde. Delprojekt 5. Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, juli 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013d): Relevante stoflister og relationer til brancher. Delprojekt 1. Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, juli 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013e) : Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand. Teknologiuudviklingsprojekt. December 2013. Underudgivelse.

Miljøstyrelsen (2013f): Screeningsundersøgelse og afprøvning af prøvetagningsmetodik til undersøgelse af udsivning fra jordforurening til overfladevand. R. Juhler m.fl. Miljøprojekt 1350.

Miljøstyrelsen (2013g): Notat: Anvendelsen af blandingszoner og generelle forudsætningener og randbetingelser til udvikling og til brug af metode til identifikation af overfladevandtruende forureninger. Jens Aabling. 11. Marts 2013.

Murdoch, L.C., Kelly, S.E. (2003). Factors affecting the performance of conventional seepage meters. Water Resources Research, 39, 1-10.

Naturstyrelsen (2012). Teknisk baggrundsnotat til Vandplan 1.7 Århus Bugt. Miljøministeriet, By og Landskabsstyrelsen.

- Niswonger, R.G., Prudic, D.E. (2003). Modeling heat as a tracer to estimate streambed seepage and hydraulic conductivity. I: Stonestrom, D. A. & Constantz, J., USGS Circular 1260, US Department of the Interior & US Geological Survey, Denver, CO.
- Olesen, S.E. (2009): Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Husdyrbrug nr. 21. Intern rapport. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 2009.
- Overheu, N.D., Tuxen, N., Pedersen, O.F., Jensen, C.B., Rokkjær, A., Andersen, J.A., Aabling, J., Troldborg, M., Binning, P., Bjerg, P.L. (2011). Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 1366, Teknologiprogrammet for jord- og grundvandsforurening, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D.-I., Svendsen, L.M., Blicher, A.S., Jensen, P.M. (2000). Afstrømningsforhold i danske vandløb. Faglig rapport fra DMU nr. 340.
- Pedersen, Mette Fjendbo (2012): Quantification and risk assessment of continuous micropollutant mass discharges from multiple sources to a gaining stream at the catchment scale. Master Thesis fra DTU Miljø, juli 2012.
- Palakodeti, R.C., LeBoeuf, E.J., Clarke, J.H. (2009). Tool for assessment of process importance at the groundwater/surface water interface. *Journal of Environmental Management*, 91, 87-101.
- Paulsen, R.J., Smith, C.F., O'Rourke, D., Wong, T.-F. (2001). Development and Evaluation of an Ultrasonic Ground Water Seepage Meter. *Ground Water*, 39, 904-911.
- Promio, D. (2011). Model for the assessment of the risk of point sources to surface water: development and application. Eksamensprojekt ved Institut for Vand & Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.
- Rasmussen, J. J., McKnight, U. S., Loinaz, M. C., Thomsen, N. I., Olsson, M. E., Bjerg, P. L., Binning, P. J., & Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, 442, 420-431
- Rodgers, P., Soulsby, C., Petry, J., Malcolm, I., Gibbins, C., Dunn, S. (2004). Groundwater–surface-water interactions in a braided river: a tracer-based assessment. *Hydrological Processes*, 18, 1315-1332.
- Rosenberry, D.O., Morin, R.H. (2004). Use of an Electromagnetic Seepage Meter to Investigate Temporal Variability in Lake Seepage. *Ground Water*, 42, 68-77.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 18-39.
- Schincariol, R.A., McNeil, J.D. (2002). Errors with Small Volume Elastic Seepage Meter Bags. *Ground Water*, 40, 649-651.
- Schmidt, C., Conant, B. Jr., Bayer-Raich, M., Schirmer, M. (2007). Evaluation and field-scale application of an analytical method to quantify groundwater discharge using mapped streambed temperatures. *Journal of Hydrology*, 347, 292-307.
- Schornberg, C., Schmidt, C., Kalbus, E., Fleckenstein, J.H. (2010). Simulating the effects of geologic heterogeneity and transient boundary conditions on streambed temperatures — Implications for temperature-based water flux calculations. *Advances in Water Resources*, 33, 1309-1319.
- Shaw, R.D., Prepas, E.E. (1990). Groundwater-lake interactions: I. Accuracy of seepage meter estimates of lake seepage. *Journal of Hydrology*, 119, 105-120.
- Shinn, E.A., Reich, C.D., Hickey, T.D. (2002). Seepage Meters and Bernoulli's Revenge. *Estuaries*, 25, 126-132.

- Sholkovitz, E., Herbold, C., Charette, M. (2003). An automated dye-dilution based seepage meter for the time-series measurement of submarine groundwater discharge. *Limnology and Oceanography: Methods*, 1, 16-28.
- Silliman, S.E., Booth, D.F. (1993). Analysis of time-series measurements of sediment temperature for identification of gaining vs. losing portions of Juday Creek, Indiana. *Journal of Hydrology*, 146, 131-148.
- Slater, L., Binley, A.M., Daily, W., Johnson, R. (2000). Cross-hole electrical imaging of a controlled saline tracer injection. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 85-102.
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67.
- Taylor, C.B., Wilson, D.D, Brown, L.J., Stewart, M.K., Burden, R.J., Brailsford, G.W. (1989). Sources and flow of north Canterbury plains groundwater, New Zealand. *Journal of Hydrology*, 106, 311-340.
- Taniguchi, M., Burnett, W.C., Smith, C.F., Paulsen, R.J., O'Rourke, D., Krupa, S.L., Christoff, J.L. (2003). Spatial and temporal distributions of submarine groundwater discharge rates obtained from various types of seepage meters at a site in the Northeastern Gulf of Mexico. *Biogeochemistry*, 66, 35-53.
- TGD (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau. European Commission, Joint Research Centre.
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., Bjerg, P.L. (2008). Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 101, 14-28.
- Troldborg, M., 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 afhandling, DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet.
- Tuxen, N., Ejlskov, P., Albrechtsen, H-J., Ask Reitzel, L., 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. *Ground Water Monitoring & 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.
- Uhlenbrook, S., Hoeg, S. (2003). Quantifying uncertainties in tracer-based hydrograph separations: a case study for two-, three- and five-component hydrograph separations in a mountainous catchment. *Hydrological Processes*, 17, 431-453.
- US EPA (2000). Proceedings of the Ground-Water/Surface-Water Interactions Workshop. EPA/542/R-00/007, United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.
- US EPA (2008). Evaluating Ground-Water/Surface-Water Transition Zones in Ecological Risk Assessments. Joint Document of the Ecological Risk Assessment Forum and the Ground Water Forum. ECO Update/ Ground Water Forum Issue Paper (EPA-540-R-06-072). United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- Villumsen, T.I. (2012). Source identification, transport processes and risk assessment in Vadsby stream. Eksamensprojekt ved DTU Miljø og Københavns Universitet.

White, P.A. (1988). Measurement of Ground-Water Parameters Using Salt-Water Injection and Surface Resistivity. *Ground Water*, 26, 179-186.

Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M. (1998). *Ground Water and Surface Water A Single Resource*. U.S. Geological Survey Circular 1139, Denver, CO.



## **Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand**

En introduktion til problemstillingen om jordforureninger og deres påvirkning af overfladevand, som er en relativ ny problematik i Danmark. I rapporten præsenteres: En række af Miljøstyrelsens projekter, der er igangsat i forbindelse med ændringen af jordforureningsloven, en litteraturopsamling af undersøgelses- og feltmetoder til kvalificering af risikovurderingen af jordforureninger, der kan true overfladevand, resultater og konklusioner fra afprøvning af undersøgelsesmetoderne i Grindsted Å, samt risikometode til vurdering af overfladevandstruende jordforureninger



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

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

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)