



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg

Miljøprojekt nr. 1726, 2015

Titel:

Afslutning af efterbehandlingen på
deponeringsanlæg

Redaktion:

Ole Hjelmar, DHI
Hans Jørgen Henriksen, GEUS

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2015

ISBN nr.

978-87-93352-39-1

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

| | |
|--|-----------|
| 1. Indledning | 13 |
| 1.1 Baggrund | 13 |
| 1.2 Formål | 13 |
| 1.3 Oversigt over rapportindhold..... | 14 |
| 2. Deponering i Danmark | 16 |
| 3. Afslutningen af efterbehandlingen: Udfordringer og betingelser | 19 |
| 3.1 Nogle potentielle udfordringer i relation til estimering af efterbehandlingsvarighed..... | 19 |
| 3.2 Betingelser for ophør af efterbehandlingen..... | 21 |
| 4. Primære vandkvalitetskriterier | 25 |
| 4.1 Kriterier for grundvandskvalitet | 25 |
| 4.2 Kriterier for kvalitet af overfladevand..... | 26 |
| 5. Afslutning af efterbehandlingen – overordnet beslutningsgrundlag og trinvis procedure..... | 29 |
| 6. Kildestyrken..... | 32 |
| 6.1 Forhold, der har/kan have indflydelse på kildestyrken | 32 |
| 6.2 Konceptuelle kildestyrkemodeller..... | 34 |
| 6.3 Stedspecifik estimering af kildestyrken | 37 |
| 6.3.1 Overordnede krav og datagrundlag..... | 37 |
| 6.3.2 Data til beskrivelse af perkolatsammensætningen som funktion af L/S eller tiden..... | 38 |
| 6.3.3 Data til bestemmelse af perkolatmængden..... | 44 |
| 6.4 Muligheder for påvirkning af kildestyrken | 44 |
| 7. Stoftransporten..... | 46 |
| 8. Beslutningsprocessen og effekten ved POC | 53 |

Bilag 1: Beregningsforudsætninger for grænseværdier for stofudvaskning og deres relation til efterbehandlingstiden

Bilag 2: Beskrivelse af forhold, der kan have indflydelse på kildestyrken

Bilag 3: Strømnings- og transportmodeller anvendt på stedspecifikt niveau

Forord

Når et deponeringsanlæg nedlukkes, vil der i en periode stadig skulle opsamles perkolat og eventuelt gas, som skal håndteres, indtil den ansvarlige myndighed vurderer, at anlægget ikke længere vil kunne udgøre en risiko for uacceptabel påvirkning af omgivelserne. Denne periode kaldes efterbehandlingsperioden. I dag antages det som udgangspunkt for hensættelse af midler til bl.a. at gennemføre efterbehandlingen (Deponeringsbekendtgørelsen - BEK 1049/2013, § 8, stk. 4), at denne kan afsluttes efter 30 års forløb. Denne antagelse er ikke baseret på et videnskabeligt grundlag, men snarere fastsat ud fra det synspunkt, at hver generation skal tage vare på eget affald (og ud fra et minimumskrav i Deponeringsdirektivet (1999/31/EF) til sikkerhedsstillelse i 30 år). Meget tyder på, at efterbehandlingsperioden for de fleste deponeringsanlæg kan få en varighed, som rækker langt ud over de 30 år.

Hverken Deponeringsdirektivet eller Deponeringsbekendtgørelsen angiver nogen retningslinjer for, hvorledes vurderingen af, om anlægget ikke længere udgør en risiko for uacceptabel påvirkning af omgivelserne, skal gennemføres. Miljøstyrelsen har derfor igangsat dette projekt, der er gennemført med henblik på at tilvejebringe et grundlag for fastlæggelse af principper og kriterier for, hvornår efterbehandlingsperioden for et deponeringsanlæg kan anses for afsluttet, og med henblik på opstilling af forslag til metoder til lokalspecifikke undersøgelser af, om disse krav kan siges at være opfyldt.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og har været fulgt af Jens Aabling, Miljøstyrelsen.

Projektet er gennemført af Ole Hjelmar, DHI (projektleder) og Hans Jørgen Henriksen, GEUS.

Konklusion og sammenfatning

Der er gennemført et projekt med det formål at tilvejebringe et grundlag for fastlæggelse af principper og kriterier for, hvornår efterbehandlingsperioden kan anses for afsluttet, og at beskrive og opstille forslag til valg af og krav til metoder til lokalspecifikke undersøgelser af, om disse kriterier kan siges at være opfyldt, dvs. om deponeringsanlægget kan siges ikke længere at udgøre en fare for det omgivende miljø. Der er desuden søges opstillet en overordnet metodologi til estimering af varigheden af efterbehandlingsperioden under forskellige forudsætninger. Projektet har alene fokuseret på dannelse, kvalitet, udsivning, transport og effekt af perkolat, da perkolatet forventes at være mere kritisk for opnåelse af slutstatus (final storage quality) end gasdannelse og geoteknisk stabilitet (dog undtaget eventuelle stabilitetsproblemer som følge af "badekarseffekten").

Indledningsvis er der givet en overordnet beskrivelse af, hvorledes deponering af affald i dag foregår i Danmark, samt en kort oversigt over de forskellige typer af affald og de forskellige klasser af deponeringsanlæg og de dertil knyttede acceptkriterier, som defineres i BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.

Der er identificeret en række udfordringer, som skal overvindes i forbindelse med estimering af efterbehandlings varighed og afgørelsen af, om den kan afsluttes. Nogle af udfordringerne stammer fra de forudsætninger, som lå til grund for beregningen af modtagekriterierne for stofudvaskning fra affald, der skal modtages deponeringsanlæg for inert, mineralsk og farligt affald, og som ikke i fuldt omfang er afspejlet i deponeringsbekendtgørelsen. De overordnede betingelser med hensyn til karakteren af kildestyrken og effekten på det omgivende grundvand og overfladevand, som skal være opfyldt, for at efterbehandlingen kan afsluttes, er diskuteret, og det konkluderes blandt andet, at den risikovurdering, som bør ligge til grund for vurderingen af, om dette kan ske, bør baseres på stoffluxen ud af deponiet efter afbrydelsen af perkolatopsamlingen. Det påpeges, at indstillingen af en ny hydraulisk ligevægt efter afbrydelsen af perkolatopsamlingen kan føre til en betydelig opstuvning af perkolat i et deponeringsanlæg ("badekarseffekten"), hvilket kan give anledning til øget stofudvaskning og geoteknisk ustabilitet.

Der er opstillet forslag til, hvorledes der kan stilles krav til kvaliteten af grundvand og overfladevand ("primære vandkvalitetskrav") ved et valgt referencepunkt ("point of compliance", POC) i en nærmere bestemt afstand nedstrøms for et deponeringsanlæg. Ved afslutningen af efterbehandlingen skal det i videst muligt omfang sikres, at perkolatudslippet fra deponeringsanlægget på intet tidspunkt i fremtiden vil kunne give anledning til overskridelse af disse kvalitetskrav.

Der er foreslået en overordnet vurderingsprocedure, som omfatter en risikovurdering, der sammenkobler kildestyrke, stoftransport og effekt i miljøet (receptoren ved POC). For stoftransportens vedkommende skønnes det muligt at opstille en trinvis procedure, hvor man kan starte med en forholdsvis simpel model med konservative forudsætninger ("worst case"), og hvis resultatet er negativt set i forhold til forudsætningerne, kan man i de næste trin gradvis anvende mere sofistikerede modeller med et mere stedspecifikt datagrundlag og med mere realistiske forudsætninger. For kildestyrkens vedkommende skønnes en trinvis mindre konservativ procedure ikke at være praktisk anvendelig, da vurderingsmetoden primært vil afhænge af tilgængeligheden af relevante data og det ikke umiddelbart kan afgøres, om en forbedring af datagrundlaget vil forøge eller reducere kildestyrken. Proceduren giver dog mulighed for en trinvis forbedring af både model- og datagrundlag for både kildestyrke- og transportmodeller, og det foreslås, at vurderingen gentages, når der efter afbrydelsen af perkolatopsamlingen er indtrådt en ny hydraulisk ligevægt. I

den forbindelse vil det også være nødvendigt at vurdere den geotekniske stabilitet af deponeringsanlægget.

Der er givet forslag til, hvorledes kildestyrken, dvs. stoffluxen ud af deponeringsanlægget, generelt kan estimeres/beregnes ud fra en beskrivelse af perkolatsammensætningen som funktion af L/S (eller tiden) og perkolatmængden som funktion af tiden, og hvilke faktorer (indretning og drift af deponeringsanlægget, affaldets egenskaber og klimaet), der kan påvirke kildestyrken og efterbehandlingstidens varighed. Data, som kan bidrage til beskrivelsen af sammensætningen af perkolatet fra en deponeringsenhed som funktion af L/S eller tiden, kan stort set opdeles som følger:

- Data fra kolonne-, batch og pH-statiske udvaskningstest fra karakteriserings- og overensstemmelsestestning af det deponerede affald samt data fra forsknings- og udviklingsprojekter;
- Data fra den rutinemæssige monitoring af kvaliteten (og mængden) af perkolatet fra deponeringsenheden samt oplysninger om historie, opbygning, drift, osv.
- Gennemførelse af undersøgelser af deponeringsenheden med specifikt sigte på beskrivelse af perkolat kvalitet, infiltration af nedbør, de fysiske og kemiske forhold i deponeringsenheden og udvaskningsegenskaberne af det deponerede affald på undersøgelsestidspunktet.

Mens koncentrationen af de fleste potentielt forurenende stoffer forventes at aftage med tiden, kan perkolatproduktionen forventes at være nogenlunde konstant i efterbehandlingsperioden. Perkolatproduktionen vil ofte kunne estimeres på grundlag af de rutinemæssige opgørelser af perkolatmængder og beregninger af vandbalancer for deponeringsanlægget. Der er i form af en checkliste opstillet et forslag til, hvorledes datagrundlaget for estimering af kildestyrken kan forbedres gennem systematisk indsamling (og eventuel udvidelse) af monitoringsresultater gennem drifts- og efterbehandlingsperioden på et deponeringsanlæg.

Det er beskrevet, hvorledes stoftransporten fra kilden (deponeringsanlægget) til point of compliance (POC) kan estimeres/beregnes, og hvilke faktorer, der kan have indflydelse på stoftransporten i den umættede zone og grundvandszonen. Der skelnes mellem simple og stedspecifikke vurderinger, hvor der i begge tilfælde anvendes dels en numerisk advektions-/dispersionsmodel for stoftransport, dels en numerisk 3D strømningsmodel, som begge omfatter både den umættede og den mættede zone, og hvor sidstnævnte også kan beskrive overfladestrømning. I den stedspecifikke version anvendes specifikke lokale data, herunder informationer om stofretention. Både konceptuelle og mere konkrete strømnings- og stoftransportmodeller og deres forudsætninger, styrker og svagheder samt det nødvendige datagrundlag er diskuteret og uddybet i et bilag. Også de usikkerheder, som er forbundet med estimering/beregning af stoftransporten er diskuteret.

Endelig er anvendelsen af kombinationen af kildestyrkemodel og stoftransportmodel og vurderingen af den resulterende effekt ved POC, herunder betingelserne for afslutning af efterbehandlingen, kort beskrevet. Der gøres opmærksom på, at mens datagrundlaget for kildestyrkevurderingen forbedres gennem hele deponeringsforløbet fra planlægning til afslutning af efterbehandlingen, så er hele grundlaget for stoftransportmodelleringen faktisk til rådighed allerede fra planlægningstidspunktet. Det foreslås, at de kombinerede kildestyrke- og stoftransportberegninger gennemføres, indtil de resulterer i maksima ved POC, selv om det kan betyde, at modelperioden kommer til at vare flere tusinde år for nogle stoffer. Betingelsen for, at efterbehandlingen kan afsluttes, er, at de resulterende maksima for de relevante stoffer ikke overstiger de respektive primære vandkvalitetskriterier ved POC.

Summary and Conclusion

This project aims to provide information that can support the determination of principles and criteria for decisions on when the aftercare period for a landfill may be terminated, and it further aims to provide proposals for and requirements on methods for site-specific assessments of whether or not such criteria have been met, i.e. whether or not a given landfill can be regarded as no longer constituting a risk to the local environment. An overall methodology for estimating the duration of the aftercare period or assessing whether it will be safe to end the aftercare under various conditions have been developed. The study have focused only on the production, quality, leaking and subsequent transport and effect of leachate in the environment, since the quality and quantity of leachate as a function of time are expected to be more critical with respect to achievement of end-status (i.e. “final storage quality” when the aftercare can be stopped) than e.g. gas formation and geotechnical stability (with the exception of possible stability problems caused the the so-called “bathtub effect”).

The report provides an overall description of landfilling as it is carried out currently in Denmark, including a brief overview of the various types of waste and various types of classes of landfill units and the associated acceptance criteria which are listed in Statutory Order No. 1049/2013 on Landfilling of Waste.

A number of challenges that have to be overcome as part of assessing the duration of the aftercare and the determination of whether or not aftercare can be terminated have been identified. Some of the challenges are caused by the fact that some of the pre-conditions upon which the calculation of the leaching-based criteria for waste to accepted at landfills for inert, mineral and hazardous waste have not been fully reflected in the Statutory Order No. 1045/2013.

The overall conditions with regards to the character of the source term and the effect on downstream groundwater and surface water that must be fulfilled before the aftercare can be stopped are discussed, and it is concluded that the risk assessment that must be carried out to determine if this can happen, should be based on a description/calculation of the flux of relevant substances out of the landfill after leachate collection and removal has been stopped. It is noted that the establishment of a new hydraulic equilibrium after the removal of leachate has been stopped may lead to a substantial increase of the leachate level within the landfill (“the bathtub effect”), which in turn may give rise to increased leaching of potential contaminants and geotechnical instability.

An overall evaluation methodology is proposed which includes a risk assessment that combines models/descriptions of the source, transport and effect in the environment (the receptor at the point of compliance, POC). As far as the transport is concerned, it appears possible to apply a stepwise procedure where the starting point is a relatively simple model based on conservative assumptions (“worst case”), and if the result is positive, further modeling may not be required. If the result is negative, the next steps can include gradually more sophisticated models with more site-specific information and more realistic assumptions. As far as the source term is concerned, a stepwise less conservative procedure does not appear to be applicable since the quality of the assessment method primarily will depend on availability of relevant data and it cannot readily be determined if an improvement of the data used will increase or reduce the source term. However, the methodology does allow a stepwise improvement of both models and data for both source term and transport calculations, and it is proposed that if based on results the leachate collection is stopped, the assessment is repeated as part of the final decision some time later when a new

hydraulic equilibrium has been established within the landfill. At the same time it would be necessary to evaluate the geotechnical stability of the landfill.

It has been proposed how the source term, i.e. the flux of substances out of the landfill, in general can be estimated/calculated based on a description of the leachate composition as a function of L/S (or time) and the amount of leachate produced as a function of time, and the various factors (design and operation of the landfill, the properties of the waste and the climate) influencing the quality and quantity of leachate and the duration of the aftercare period have been discussed. Data that may be useful in describing the composition of the leachate from a landfill as a function of L/S or time, can largely be described as follows:

- Data from column, batch and pH dependence leaching tests carried out as part of the basic characterization and compliance testing of the landfilled waste (newer landfills) and data from research and development projects.
- Data from the routine monitoring of the quality (and quantity) of leachate from the landfill unit/cell in question together with information on history, design, operation, etc. For older landfills, data are generally not available on single cells.
- Performance of dedicated studies of the landfill/cell in question, specifically aimed at a description of the quality of the leachate, infiltration of precipitation (quantity of the leachate), the physical and chemical conditions within the landfill and the leaching properties of the landfilled waste at the time of the study.

While the concentrations of most of the potentially contaminating substances (but not necessarily all) in the leachate are expected to decrease with time as the leaching progresses, the leachate production rate can be expected to remain fairly constant throughout the aftercare period. The leachate production rate can often be estimated on the basis of the routine leachate production monitoring and water balance calculations normally carried out. A checklist have been described which can be used to improve the data for estimation of the source term through systematical collection of monitoring results throughout the operation and aftercare periods at a landfill. The checklist may include collection of some data that are not necessarily required by the permit, but may be very useful in the eventual assessment of the aftercare situation.

It is described how the transport of substances from the source (the landfill) to the point of compliance (POC) can be estimated/calculated, and which factors can influence the transport of substances in the unsaturated zone and the aquifer. Both simple and site specific assessments are discussed. In both cases a numerical advection/dispersion model for transport or a numerical 3D water flow model, both of which can be applied to both the unsaturated and the saturated zones, and where the latter also can be extended to cover surface water bodies, can be used. In the site specific version, specific local data, including information on substance retention, are applied. Both conceptual and more concrete flow and substance transport models and their pre-conditions, strengths and weaknesses as well as the required input data are discussed in the report and further elaborated in an annex. The uncertainties involved in the estimation/calculation of the substance transport are also discussed.

Finally, the application of combinations of source term models and substance transport models as well as the assessment of the resulting impact at the POC, including the requirements for a decision to stop the aftercare, has been briefly discussed. It is pointed out that while the information and data required for the source term assessment may improve throughout the history of the landfill from planning through aftercare, most if not all the information required for the substance transport modeling is actually available or can be made available already at the planning stage of the landfill. It is proposed that the combined source term and substance transport model

calculations are carried out for a time period long enough for the plume to reach maxima (“peaks”) at POC, even if this can mean that the modeling period will cover several thousand years for some substances. The condition for stopping the aftercare is that the resulting maxima for the relevant substances do not exceed the respective primary water quality criteria at the POC.

1. Indledning

1.1 Baggrund

I Bekendtgørelse nr. 1049 om deponeringsanlæg af 28. august 2013 (BEK 1049/2013) står der i §27: "Tilsynsmyndigheden skal træffe afgørelse om, hvornår efterbehandlingen af deponeringsanlægget eller deponeringsenheden kan anses for afsluttet, og deponeringsanlægget eller deponeringsenheden dermed overgår til passiv tilstand." I Bilag 2 til bekendtgørelsen er det om "efterbehandling" anført, at "I godkendelsen skal der stilles vilkår om, at vedligeholdelse, overvågning og kontrol med deponeringsanlæggets miljøbeskyttende systemer skal fortsætte, så længe deponeringsanlægget vurderes at udgøre en fare for omgivelserne." I lighed med Deponeringsdirektivet (1999/31/EC) indeholder bekendtgørelsen dog ikke nogen konkrete eller vejledende informationer om de krav, som skal være opfyldt, for at et deponeringsanlæg skal kunne overgå til passiv drift.

I overensstemmelse med BEK 1049/2013 er udgangspunktet for den økonomiske sikkerhedsstilling fra deponeringsanlæggenes side en efterbehandlingsperiode på 30 år, og dette har hidtil ligget til grund for de priser, som fastlægges for modtagelse af affald på anlæggene. Da der – ikke mindst på grund af den brede definition af afslutningsbetingelserne - er meget stor usikkerhed omkring den faktiske varighed af efterbehandlingsperioden, er der en reel risiko for, at den vil overstige de 30 år. Hvis dette sker, kan der opstå et misforhold mellem de faktiske udgifter til efterbehandling og de midler, som er opkrævet og sat til side til formålet, og resultatet kan blive, at det ikke bliver de oprindelige producenter af affaldet, som kommer til at afholde eventuelle uforudsete udgifter til en forlænget efterbehandling. På den tekniske plan er det vanskeligt at søge at indrette og drive et deponeringsanlæg med henblik på at minimere efterbehandlingstiden eller blot at udarbejde et realistisk estimat af varigheden af denne, når endemålet eller principperne for fastlæggelse af dette ikke er kendt.

Manglen på fastlagte regler kan ligeledes gøre det vanskeligt for tilsynsmyndighederne at sikre ensartede afgørelser vedrørende afslutning af efterbehandlingstiden for forskellige deponeringsanlæg.

Såvel operatører af deponeringsanlæg og deres rådgivere som godkendelses- og tilsynsmyndigheder har således et stort behov for at få fastlagt konkrete, overordnede principper og kriterier for, hvornår efterbehandlingstiden kan anses for afsluttet, og for vejledning i, hvilke metoder, der kan anvendes til at undersøge, om efterbehandlingsperioden for et givet deponeringsanlæg kan afsluttes, og hvilke krav, der kan/bør stilles til disse metoder.

DHI har derfor i samarbejde med GEUS for Miljøstyrelsen gennemført et projekt med henblik på at fremskaffe en del af grundlaget for etablering af sådanne principper og kriterier.

1.2 Formål

Formålet med dette projekt er at tilvejebringe et grundlag for fastlæggelse af principper og kriterier for, hvornår efterbehandlingsperioden kan anses for afsluttet, og at beskrive og opstille forslag til valg af og krav til metoder til lokalspecifikke undersøgelser af, om disse kriterier kan siges at være opfyldt, dvs. om deponeringsanlægget kan siges ikke længere at udgøre en fare for det omgivende miljø. Der skal desuden søges opstillet en overordnet metodologi til estimering af varigheden af

efterbehandlingsperioden under forskellige forudsætninger. Projektet fokuserer alene på dannelse, kvalitet, udsivning, transport og effekt af perkolat, da perkolatet forventes at være mere kritisk for opnåelse af slutstatus (final storage quality) end gasdannelse og geoteknisk stabilitet.

Rapporten og dens anbefalinger retter sig dels mod operatører af deponeringsanlæg og disses rådgivere, dels mod de godkendelses- og tilsynsmyndigheder, som skal træffe afgørelser i sager om ophør af efterbehandling (og som skal forholde sig til forslag til beslutningsgrundlag fra operatører). Den anbefalede metodik kan til en vis grad anvendes trinvis, således at man starter med de simpleste og mindst omfattende undersøgelser baseret på allerede tilgængelige informationer og data, og kun går videre til mere sofistikerede løsninger, hvis de anvendte data og simple løsninger indikerer, at der kræves en større sikkerhed i beslutningsgrundlaget.

1.3 Oversigt over rapportindhold

Afsnit 2 giver en overordnet beskrivelse af, hvorledes deponering af affald i dag foregår i Danmark, samt en kort oversigt over de forskellige typer af affald og de forskellige klasser af deponeringsanlæg og de dertil knyttede acceptkriterier, som defineres i BEK 1049/2013.

Afsnit 3 diskuterer en række af de udfordringer, som skal overvindes i forbindelse med estimering af efterbehandlingens varighed og afgørelsen af, om den kan afsluttes. Nogle af udfordringerne stammer fra de forudsætninger, som lå til grund for beregningen af modtagekriterierne for stofudvaskning fra affald, der skal modtages deponeringsanlæg for inert, mineralsk og farligt affald. Disse forhold er behandlet særskilt i Bilag 1. I afsnit 3 diskuteres også de overordnede betingelser med hensyn til karakteren af kildestyrken og effekten på det omgivende grundvand og overfladevand, som skal være opfyldt, for at efterbehandlingen kan afsluttes. De potentielle problemer, som kan være associeret med ”badekarseffekten” berøres kort.

Afsnit 4 omhandler forslag til, hvorledes der kan stilles krav til kvaliteten af grundvand og overfladevand (”primære vandkvalitetskrav”) ved et valgt referencepunkt (”point of compliance”, POC) i en nærmere bestemt afstand nedstrøms for et deponeringsanlæg. Ved afslutningen af efterbehandlingen skal det i videst muligt omfang sikres, at perkolatudslippet fra deponeringsanlægget på intet tidspunkt i fremtiden vil kunne give anledning til overskridelse af disse kvalitetskrav.

beskriver overordnet de grundlæggende principper og koncepter for afgørelsen af, om vandkvalitetskravene er overholdt ved POC (og efterbehandlingen derfor kan afsluttes). Såvel kildestyrken som stoftransporten og effekten ved POC indgår i beskrivelsen.

Afsnit 5 beskriver kort den overordnede vurderingsprocedure, som omfatter en risikovurdering, der sammenkobler kildestyrke, stoftransport og effekt i miljøet (receptoren ved POC). For stoftransportens vedkommende skønnes det muligt at opstille en trinvis procedure, hvor man kan starte med en forholdsvis simpel model med konservative forudsætninger (”worst case”), og hvis resultatet er negativt set i forhold til forudsætningerne, kan man i de næste trin gradvis anvende mere sofistikerede modeller med et mere stedspecifikt datagrundlag og med mere realistiske forudsætninger. For kildestyrkens vedkommende skønnes en trinvis mindre konservativ procedure ikke at være praktisk anvendelig, da vurderingsmetoden primært vil afhænge af tilgængeligheden af relevante data og det ikke umiddelbart kan afgøres, om en forbedring af datagrundlaget vil forøge eller reducere kildestyrken. Kilstyrken og stoftransporten behandles efterfølgende hver for sig i Afsnit 6 (kilstyrke) og Afsnit 7 (stoftransport). Effekten ved receptoren er diskuteret i Afsnit 4.

Afsnit 6 diskuterer, hvorledes kildestyrken, dvs. stoffluxen ud af deponeringsanlægget, kan estimeres/beregnes, og hvilke faktorer (indretning og drift af deponeringsanlægget, affaldets egenskaber og klimaet), der kan påvirke kildestyrken og efterbehandlingstidens varighed (uddybes i Bilag 2). Der fokuseres især på databehovet og karakteren og kvaliteten af de relevante data til beskrivelse af henholdsvis perkolatsammensætningen som funktion af tiden (eller L/S) og perkolatmængden som funktion tiden, som tilsammen ligger til grund for en beregning eller

estimering af stoffluxen som funktion af tiden. Der opstilles også et forslag til hvorledes datagrundlaget for estimering af kildestyrken kan forbedres gennem systematisk indsamling (og eventuel udvidelse) af monitoringsresultater gennem drifts- og efterbehandlingsperioden på et deponeringsanlæg.

Afsnit 7 diskuterer, hvorledes stoftransporten fra kilden (deponeringsanlægget) til point of compliance (POC) kan estimeres/beregnes, og hvilke faktorer, der kan have indflydelse på stoftransporten i den umættede zone og grundvandszonen. Der skelnes mellem simple og stedspecifikke vurderinger, hvor der i begge tilfælde anvendes dels en numerisk advektions-/dispersionsmodel for stoftransport, dels en numerisk 3D strømningsmodel, som begge omfatter både den umættede og den mættede zone, og hvor sidstnævnte også kan beskrive overfladestrømning. I den stedspecifikke version anvendes specifikke lokale data, herunder informationer om stofretention. Både konceptuelle og mere konkrete strømnings- og stoftransportmodeller og deres forudsætninger, styrker og svagheder samt det nødvendige datagrundlag diskuteres og uddybes i Bilag 3. Også de usikkerheder, som er forbundet med estimering/beregning af stoftransporten diskuteres.

Afsnit 8 diskuterer kort anvendelsen af kombinationen af kildestyrkemodel og stoftransportmodel og vurderingen af den resulterende effekt ved POC, herunder betingelserne for afslutning af efterbehandlingen.

2. Deponering i Danmark

Deponering af affald foregår i Danmark i henhold til BEK 1049/2013 og typisk ved at anbringe affaldet i et deponeringsanlæg, der er afgrænset af lavpermeable vægge og bund. Afgrænsningen kan bestå af en naturlig lermembran, en på stedet opbygget lermembran eller en af disse kombineret med en plastmembran. Der foretages ofte en vis udgravning forud for etableringen af et deponeringsanlæg, som efter afslutningen typisk udgør en bakke i terrænet. Tidligere blev deponeringsanlæg ofte placeret i gamle råstofgrave, men det har i mange år ikke været tilladt på grund af den direkte risiko for forurening af grundvandet. Deponeringsanlæg etableres typisk med en underliggende geologisk barriere på 2-5 meters tykkelse og med mindst denne afstand fra bunden til højeste grundvandsniveau; dog er enkelte deponeringsanlæg anlagt med indadrettet grundvandstryk. Gennem de seneste mange år er de fleste nye deponeringsanlæg blevet placeret kystnært.

Affaldet anbringes typisk i horisontale lag, som efterfølgende kompakteres og dækkes af nye lag. Gennemtrængende nedbør opløser og optager sammen med affaldets oprindelige vandindhold stoffer fra affaldet og danner perkolat, som opsamles i drænsystemer placeret lige over bundmembranen. Dele af affaldet undergår også nedbrydnings- og stabiliseringsreaktioner, som bl.a. giver anledning til gasdannelse. Tidligere, da man også deponerede husholdningsaffald, blev affaldet for at reducere besøg af fugle og rotter og for at forhindre vindflugt oftest dagligt tildækket med jord, som afhængigt af den lokale geologi godt kunne være lerjord, hvilket i praksis kunne resultere i etablering af en række hydraulisk isolerede celler. Når en enhed i et deponeringsanlæg er opfyldt, sker der en overdækning med jord, og der etableres vækstlag og rodspærre mv. som en del af reetableringen. Samtidig installeres der normalt systemer til opsamling af den gas, som dannes ved nedbrydningen af det organiske affald. I driftsfasen og efterbehandlingsperioden opsamles perkolatet og sendes til rensning (typisk på et kommunalt spildevandsrensningsanlæg), inden udledning til vandområder, eventuelt efter forrensning på stedet. Opsamlet overfladevand, som ikke har været i kontakt med affaldet, udledes ofte direkte til faskine eller vandområde.

Tidligere blev overdækningen etableret med henblik på at forhindre infiltration af nedbør, og den kunne derfor også omfatte en plast- eller lermembran og drænsystemer indrettet til maksimering og bortledning af overfladeafstrømning. I årrække har det dog været dansk politik at søge at maksimere infiltrationen med henblik på at reducere perkolatets stofindhold på længere sigt. Det er derfor nu dansk praksis at installere mere permeable (vandgennemtrængelige) toptildækninger, idet man ønsker at fremme perkolatproduktionen både i driftsfasen og i den efterfølgende efterbehandlingsperiode, mens membran- og drænsystemer stadig er intakte.

Mens der tidligere ikke skete nogen systematisk sortering af affaldet forud for deponeringen, opdeles affaldet i dag i 4 typer: farligt affald samt inert, mineralsk og blandet affald, som alle er klassificeret som ikke-farligt affald. Udover klassificeringen som farligt/ikke-farligt affald adskiller de fire affaldstyper sig primært ved forskellige krav til indhold af TOC og reaktivitet med/opløselighed i vand, dvs. indhold af nedbrydeligt materiale og potentiale for forurening af vand (perkolat). De forskellige typer affald kan godt deponeres på samme anlæg, men skal som hovedregel placeres i forskellige, separate deponeringsenheder eller celler.

Allokeringen af affald, der skal deponeres, til de forskellige klasser af deponeringsenheder, sker i dag på grundlag af klassificeringen som farligt/ikke-farligt affald og en grundlæggende karakterisering, herunder bestemmelse af indholdet af TOC. Affald skal som grundregel være behandlet (hvilket blot kan være en sortering), før det kan modtages på et deponeringsanlæg. For

inert og farligt affald skal der endvidere foreligge en grundlæggende karakteriseringstestning, og affaldet skal overholde nogle grænseværdier for indhold af en række specifikke organiske stoffer (og TOC) og nogle grænseværdier for udvaskning af en række nærmere specificerede stoffer, før det kan modtages på deponeringsenheder for henholdsvis inert affald og farligt affald. Et tilsvarende krav om testning af mineralsk affald blev ophævet i 2011.

Definitioner af affaldsklasser

Inert affald: En delmængde af ikke-farligt affald, som ikke undergår signifikante fysiske, kemiske eller biologiske forandringer, og som har et indhold af total organisk kulstof (TOC) på maksimalt 30 g/kg tør prøve. Inert affald er hverken opløseligt eller brændbart eller på anden måde fysisk eller kemisk reaktivt, det er ikke bionedbrydeligt og har ingen negativ indflydelse på andet materiale, det kommer i berøring med, på en sådan måde, at det kan formodes at ville medføre forurening af miljøet eller skade menneskers sundhed. Affaldets totale indhold af forurenende stoffer og den totale udvaskelighed af disse samt perkolatets økotoksicitet skal være af ubetydeligt omfang og må navnlig ikke bringe kvaliteten af grundvand eller overfladevandsområder i fare. Fra BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.

Mineralsk affald: En delmængde af ikke-farligt affald, som primært består af uorganisk, mineralsk materiale med et indhold af total organisk kulstof (TOC) på maksimalt 50 g per kg tør prøve. Mineralsk affald må kun i begrænset omfang kunne opløses i eller reagere kemisk med vand. Fra BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.

Blandet affald: En delmængde af ikke-farligt affald, som består af en blanding af organisk og uorganisk materiale med et indhold af total organisk kulstof på 50 g eller mere per kg tør prøve. Fra BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.

Farligt affald: Affald, som er opført på og markeret som farligt affald på listen over affald i bilag 2 til BEK 1309/2012, og som udviser én eller flere af de farlige egenskaber, som er angivet i bilag 4 til BEK 1309/2012. Som farligt affald anses endvidere affald, som udviser egenskaber, som er angivet i nævnte bilag 4. Fra BEK 1309/2012 om affald.

Kvaliteten af grundvand og overfladevand søges i bekendtgørelsen sikret gennem krav til indretning, drift, kontrol og efterbehandling. Disse er primært udtrykt som funktionskrav til membran- og drænsystemer, krav til affaldets egenskaber samt krav til opsamling og behandling af perkolat og krav om overvågning af perkolatmængde og perkolatkvalitet samt nedstrøms grundvandskvalitet. Bekendtgørelsens krav er differentierede under hensyntagen til deponeringsanlæggets beliggenhed og affaldets egenskaber. Differentieringen kommer til udtryk som en klassificering af deponeringsanlæg/-enheder som ikke-kystnære og kystnære. I deponeringsbekendtgørelsen er deponeringsanlæg for inert, mineralsk og farligt affald opdelt i 10 klasser, IA0, IA1 og IA2 for inert affald, MA0, MA1 og MA2 for mineralsk affald samt FA0, FA1, FA2 og FA3 for farligt affald, som adskiller sig fra hinanden gennem de forskellige krav, der stilles til stofudvaskning fra og stofindhold i det affald, som må modtages på anlæggene (kravene til anlæggene for mineralsk affald gælder dog kun for affald, som deponeres på anlæg for mineralsk affald, som modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald). Anlægsklasserne IA0, MA0 og FA0 gælder ikke-kystnære anlæg, som generelt har de mest stringente grænseværdier for stofudvaskning af hensyn til grundvandsbeskyttelsen. De øvrige anlægsklasser IA1, IA2, MA1, MA2, FA1, FA2 og FA3 betegner alle deponeringsanlæg, som er placeret kystnært, har generelt grænseværdier for stofudvaskning, som er højere end de ikke-kystnære anlæg. Bekendtgørelsen angiver nogle regler for klassificering af kystnære deponeringsanlæg/-enheder, som tager hensyn til

deponeringsanlæggets areal og de lokale marine fortyndingsforhold. Udover de ovennævnte deponeringsklasser findes der også deponeringsanlæg for blandet affald, for hvilke der ikke stilles krav til affaldets udvaskningsegenskaber. Endelig findes der kystnære spulefelter til deponering af havnesedimenter. Kravene til disse anlæg og de havbundssedimenter, som ønskes modtaget på disse, er beskrevet i Miljøstyrelsen (2010). I tabel 2-1 ses en opsummering af de forskellige klasser af deponeringsenheder samt angivelse af, hvilke typer affald, de kan modtage.

TABEL 2-1
Oversigt over klasser af deponeringsenheder og de affaldstyper, de kan modtage.

| Deponiklasser | Affald, der kan modtages | Specifikke krav til affaldet |
|---|--|---|
| Deponeringsenheder for inert affald IA0: Ikke kystnært placerede anlæg IA1: Kystnært placerede anlæg IA2: Kystnært placerede anlæg | Inert affald | Grænser for indhold af specifikke organiske stoffer og TOC. Grænser for stofudvaskning |
| Deponeringsenheder for mineralsk affald MA0: Ikke kystnært placerede anlæg MA1: Kystnært placerede anlæg MA2: Kystnært placerede anlæg | <ul style="list-style-type: none"> • Mineralsk affald • Jord (som ikke er farligt affald) • Stabilt, ikke-reaktivt farligt affald • Inert affald (ud fra en konkret vurdering i.h.t. BEK 1049/2009, Bilag 3, pkt. 6) • Gipsaffald • Asbestaffald | Grænser for indhold af specifikke organiske stoffer og TOC. Grænser for stofudvaskning (kun hvis der kan modtages stabilt, ikke-reaktivt farligt affald) |
| Deponeringsenheder for blandet affald Kystnær eller ikke-kystnær placering | Blandet affald | Ingen (TOC > 50 g/kg) |
| Deponeringsenheder for farligt affald FA0: Ikke-kystnært placerede anlæg FA1: Kystnært placerede anlæg FA2: Kystnært placerede anlæg FA3: Kystnært placerede anlæg | Farligt affald | Grænser for indhold af specifikke organiske stoffer og TOC. Grænser for stofudvaskning |

I deponeringsbekendtgørelsen anføres det, at en efterbehandlingsperiode på 30 år som udgangspunkt kan lægges til grund for fastsættelsen af den sikkerhed, der skal stilles for at sikre dækning af udgifterne til efterbehandlingen, med mindre godkendelsesmyndigheden vurderer, at affaldets egenskaber begrundet en anden varighed. De 30 år er derfor generelt blevet brugt som grundlag for beregning af den del af deponeringsafgiften, som skal dække omkostningerne til efterbehandlingen. Hvis det viser sig nødvendigt at fortsætte efterbehandlingen af et givet deponeringsanlæg ud over de 30 år, kan de afsatte midler derfor være sluppet op, hvilket kan have betydelige økonomiske konsekvenser for de pågældende anlægsejere. Det er derfor af stor betydning for anlægsejerne at kunne foretage et kvalificeret skøn over efterbehandlingstidens varighed for forskellige typer af deponeringsanlæg, således at den deponeringsafgift, som affaldsproducenterne skal betale, i tide kan tilpasses de faktiske forhold.

3. Afslutningen af efterbehandlingen: Udfordringer og betingelser

3.1 Nogle potentielle udfordringer i relation til estimering af efterbehandlings varighed

Estimeringen af efterbehandlings varighed eller af, om efterbehandlingen på et givet deponeringsanlæg kan afsluttes, vil nødvendigvis være baseret på en risiko- eller effektvurdering, som består af tre elementer: Kildestyrke (stofudledning fra deponeringsanlæg) – Stoftransport (gennem umættet og mættet zone, evt. overfladevand) – Effekt på grundvand/vandområde (ved et valgt punkt, point of compliance, POC). De største udfordringer i relation til denne risikovurdering synes at knytte sig til estimeringen af kildestyrken og dens udvikling med tiden. Dette skyldes i høj grad mangel på retningslinjer, mangel på viden om den måde, forskellige former for deponeret affald opfører sig over længere tid, mangel på stedspecifikke data og informationer, herunder ikke mindst, at sådanne data sjældent automatisk opsamles løbende. De fleste af de udfordringer, som er knyttet til stoftransporten, vil sandsynligvis kunne løses ved hjælp af state-of-the-art (model)teknologi og kendskab til stedspecifikke forhold, mens udfordringerne i tilknytning til effekten på grundvand/vandområder i højere grad er politiske, og omhandler fastlæggelse af POC og de dertil knyttede vandkvalitetskrav.

Som følge af kravene i deponeringsbekendtgørelsen om grundlæggende karakteriseringstestning af inert og farligt affald opbygges der med tiden et vist kendskab til udvaskningsegenskaberne for affaldstyper tilhørende disse to affaldsklasser. Det samme gælder ikke for blandet og siden 2011 heller ikke for mineralsk affald.

Affaldsklassen blandet affald udgjorde i 2011 godt 50 % af den samlede deponeringsmængde i Danmark eksklusiv ren og forurennet jord (BEATE, 2012), men som nævnt findes der ingen grænseværdier for deponeringsanlæg/-enheder for blandet affald, og der er derfor heller ingen krav til testning af indholdet af forurenende stoffer i det blandede affald og udvaskningen af disse. Det vil sige, at man deponerer blandet affald uden at kunne vurdere eller tage stilling til de miljømæssige konsekvenser, der er forbundet med deponeringen, efter at sikringssystemerne er holdt op med at virke. Til sikring af grundvandet er der i bekendtgørelsen dog fastsat en tidsgrænse (2020) for, hvor længe man i Danmark vil tillade deponering af blandet affald i de ikke-kystnære områder.

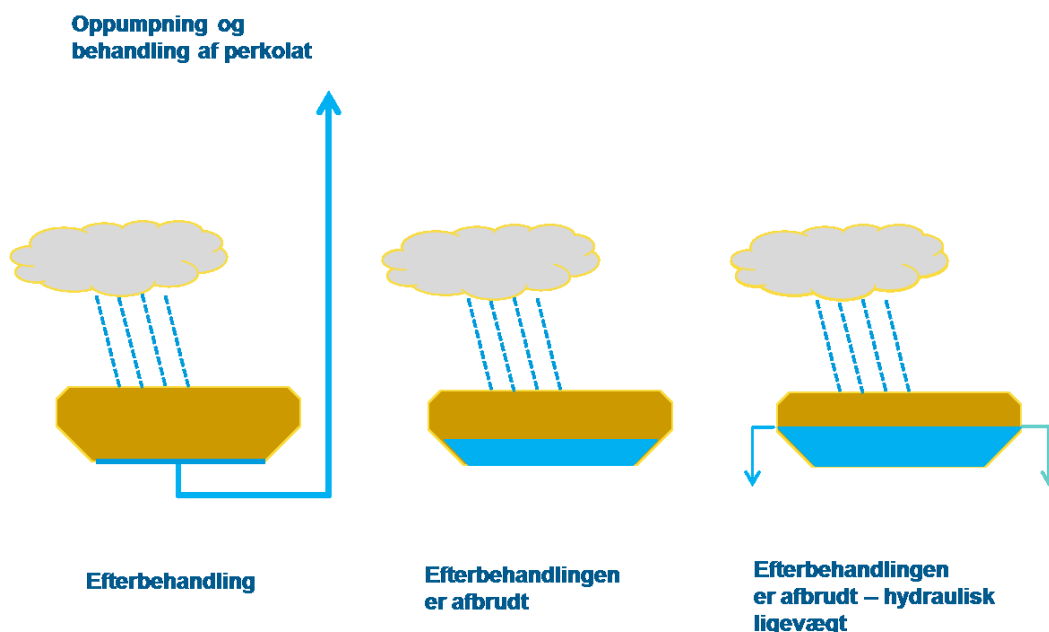
Affaldsklassen mineralsk affald udgjorde i 2011 godt 25 % af den samlede deponeringsmængde eksklusiv ren og forurennet jord (BEATE, 2012). Siden 2011 har der for det mineralske affald heller ikke været grænseværdier eller krav om testning knyttet til affaldsklassen, selv om de forurenende stoffer, der findes i det mineralske affald i vidt omfang er de samme, som dem man finder i det farlige affald. Risikobilledet fra deponeringen af det mineralske affald forbliver dermed ukendt.

Den manglende viden om sammensætning og egenskaber af op til 75% af de deponerede affaldsmængder, eksklusiv jord, gør det specielt vanskeligt at beskrive den forventede udvikling af kildestyrken for stofemissionerne til omgivelserne som funktion af tiden (og dermed også at estimere efterbehandlings varighed) for deponeringsanlæg/-enheder for blandet affald og i nogen grad også for mineralske affaldstyper, for hvilke der ikke foreligger karakteriseringsdata. Noget

tilsvarende gælder for mange ældre, afsluttede deponeringsanlæg, som er blevet etableret, drevet og måske også nedlukket (overgået til efterbehandling), inden den nuværende deponeringsbekendtgørelse trådte i kraft.

Manglende kendskab til strømningsforholdene i affaldet i de fleste deponeringsanlæg, uanset anlægsklasse og affaldstype, må betragtes som yderligere en udfordring. Undersøgelser tyder på, at affaldets karakter og driften af deponeringsanlæggene i mange tilfælde fører til en meget ujævn gennemstrømning af nedsivende nedbør/perkolat (præferentiell strømning). Dette medfører, at nogle dele af affaldet i løbet af en årrække vil opnå en forholdsvis stor gennemstrømningsgrad, mens andre områder af affaldet bogstaveligt talt vil forblive næsten tørre. Dette gør det vanskeligt at vurdere den samlede tilstand af affaldet i et deponeringsanlæg.

Et forhold, som stort set ikke er blevet undersøgt, er den såkaldte "badekars-effekt", som kan tænkes at opstå, hvis og når et deponeringsanlæg opnår den nødvendige godkendelse af, at efterbehandlingen kan overslutes, og anlægget kan overgå til passiv drift, dvs. opsamling og kontrol af perkolat kan ophøre. Såfremt bund- og sidemembraner er intakte, når dette sker, kan vandstanden i deponeringsanlægget forventes at stige, indtil der opstår en hydraulisk ligevægt mellem vandtrykket i affaldet og den underliggende membran. Hvis der er tilstrækkeligt mange utætheder (plast) eller tilstrækkeligt høj permeabilitet (ler), kan dette eventuelt indtræffe inden der forekommer overløb over sider eller top. I modsat fald vil der kunne forekomme udstrømmende vand forskellige steder omkring anlægget. Det må antages, at dette kan føre til geoteknisk ustabilitet med fare for jord- eller "anlægsskred", især for anlæg på eller med skrænter og i områder med fed lerjord. Badekars-effekten er illustreret på Figur 3-1. Badekars-effekten kan også opstå i efterbehandlingsperioden som følge af en utilsigtet opstuvning af perkolat i en deponeringsenhed, og under uheldige omstændigheder føre til geoteknisk ustabilitet og skred. Der er mindst ét eksempel på et dansk deponeringsanlæg, hvor dette er sket med store ødelæggelser og en potentielt farlig situation til følge (



FIGUR 3-1
Illustration af badekars-effekten og hydraulisk ligevægt.

Især for lavtliggende deponeringsanlæg og deponeringsanlæg placeret tæt på kystlinjen kan det blive nødvendigt at inddrage de potentielle effekter af fremtidige forventede klimaændringer i overvejelserne omkring afslutning af efterbehandlingen.

De betingelser og antagelser, som blev anvendt i forbindelse med de scenariebaserede beregninger af grænseværdierne for stofudvaskning for de forskellige anlægstyper (anlæg for inert og farligt affald og tidligere også anlæg for mineralsk affald), repræsenterer på forskellig vis gennemsnitsbetragtninger og i nogle tilfælde også en slags "worst case"-betragtninger. De vil derfor næppe svare til forholdene på noget konkret deponeringsanlæg. Hvis de gjorde, ville længden af efterbehandlingstiden for et deponeringsanlæg umiddelbart kunne forudsiges, idet beregningerne er gennemført under antagelse af en bestemt levetid for de miljøbeskyttende foranstaltninger (dvs. membran- og perkolatopsamlingssystemer og aktiv opsamling af perkolat), således at grundvandskvalitetskriterierne ved POC fortsat ville kunne overholdes, når disse efter en bestemt tid ikke fungerer mere. Det må imidlertid konstateres, at fuld overholdelse af såvel udvaskningsgrænseværdierne som de i deponeringsbekendtgørelsen angivne krav til indretning og drift af disse typer deponeringsanlæg ikke nødvendigvis sikrer, at de forudsætninger, som lå til grund for beregningerne, er opfyldt. Generelt vil dette betyde, at efterbehandlingstiden vil være længere end implicit antaget i beregningerne. En gennemgang af beregningsforudsætningerne (f.eks. som beskrevet i Hjelmar et al., 2009) viser faktisk, at kun for deponeringsanlæg for inert affald er der som udgangspunkt regnet med en efterbehandlingsperiode på 30 år. For anlæg for mineralsk og farligt affald vil de anvendte forudsætninger føre til beregnede efterbehandlingstider på henholdsvis 50 og 70 år. Disse problemstillinger er nærmere belyst i Bilag 1.

Nogle af de ovennævnte udfordringer er sammen med en række andre diskuteret nærmere i afsnittet om kildestyrke (afsnit 6).

3.2 Betingelser for ophør af efterbehandlingen

Betingelsen i BEK 1049/2013 om at efterbehandlingen (dvs. "vedligeholdelse og overvågning af og kontrol med et deponeringsanlægs miljøbeskyttende systemer" – herunder blandt andet monitorering, opsamling og behandling af perkolat samt monitorering af grundvand og overfladevand) skal fortsætte, så længe deponeringsanlægget "vurderes at udgøre en fare for omgivelserne", kan og bør vendes om til betingelser for, hvornår efterbehandlingen af et deponeringsanlæg kan afsluttes og samtidig ændres fra at være rettet mod en ikke veldefineret vurdering, som myndighederne skal foretage, til at beskrive nogle konkrete betingelser, som ejeren eller operatøren af et deponeringsanlæg skal godtgøre er opfyldt, hvorefter de relevante myndigheder skal sikre, at dette er tilfældet, og hvis det er, tage opfyldelsen til efterretning. For perkolatets vedkommende kunne dette for eksempel overordnet udtrykkes således: *Efterbehandlingen på et deponeringsanlæg kan (med hensyn til perkolathåndtering) kan afsluttes, når operatøren har vist, at deponeringsanlægget uden aktive miljøbeskyttelsessystemer ikke på noget tidspunkt efter afslutningen af efterbehandlingsperioden vil kunne give anledning til overskridelse af en række nærmere fastsatte primære vandkvalitetskriterier nedstrøms for deponeringsanlægget.* Det vil være nødvendigt at supplere med en række mere konkrete tekniske beskrivelser og anvisninger, således at betingelserne fremtræder rimeligt klart og på den ene side kan give operatørerne på deponeringsanlæggene mulighed for på det tidligst mulige tidspunkt at indrette design og drift på opfyldelsen af kravene, og på den side kan sikre en nogenlunde ensartet myndighedsbehandling i hele landet.

Med hensyn til de krav til kildestyrken og tilstanden af affaldet ("final storage quality" eller "slutstatus"), som man overordnet kan tænkes at stille, for at efterbehandlingen på et deponeringsanlæg kan indstilles, kunne man for perkolatets vedkommende forestille sig flere forskellige muligheder, som varierer med hensyn til sikkerhed eller bæredygtighed, se Tabel 3-1.

Ved opnåelse af en slutstatus af type A vil der ikke være nogen påvirkning af omgivelserne og for type B vil påvirkningen til enhver tid være acceptabel, uanset mængden af perkolat, som siver ud. I disse tilfælde vil passive miljøbeskyttende foranstaltninger som f.eks. en overdækning, der reducerer infiltrationen af nedbør og dermed de producerede perkolatmængder, ikke være nødvendige. Det vil heller ikke være nødvendigt at foretage undersøgelser af stoftransporten, da

kravene til påvirkning af omgivelserne vil være opfyldt overalt. Til gengæld kan det for de fleste deponeringsanlæg forventes at tage endog meget lang tid at nå tilstande svarende til type A og type B. Den mest realistiske og praktisk anvendelige definition opnåelse af slutstatus med hensyn til udsivning af perkolat vil derfor være type C, hvor det er stoffluxen (dvs. den udledte stofmængde per tidsenhed) og ikke stoffkoncentrationen, der vurderes i forhold til omgivelserne, og hvor effekten af stoftilbageholdelse/stofforsinkelse og fortynding i jordlag, akvifer og overfladevand indgår i vurderingen. Denne definition på slutstatus er i virkeligheden allerede de facto indført og anerkendt, da de samme principper (anvendelse af flux og indregning af stoftilbageholdelse og fortynding (attenuering)) indgår i den beregningsmetode, som anvendtes til fastsættelse af grænseværdierne for stofudvaskning fra affald til deponering i BEK 1049/2013. I forbindelse med vurderingen af kravet om, at perkolatkvaliteten (med uændret perkolatmængde) skal forblive på eller under et givet niveau, kan forholdene omkring en eventuel ”badekarseffekt” (se afsnit 3.1), hvor der kan være risiko for, at udvaskningen fra de øvre dele af et deponeringsanlæg øges, komme til at spille en betydelig rolle. Dette vil blive yderligere diskuteret i afsnit 6.

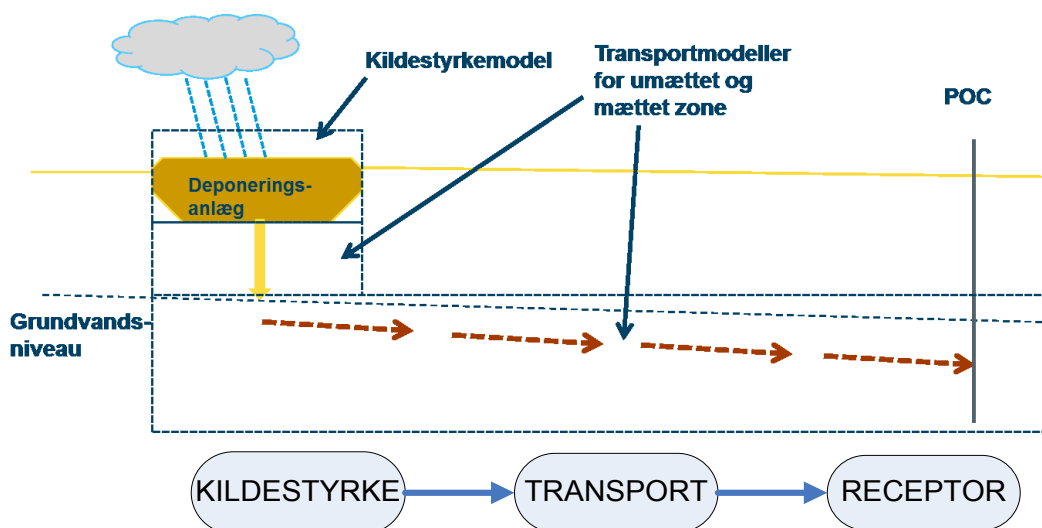
TABEL 3-1
Forskellige muligheder for opstilling af overordnede krav til slutstatus i form af perkolatkvalitet og perkolatmængde.

| Type | Karakter af forureningspotentiale | Udledninger til jord og vand | Nødvendig stabilitet af passive miljøbeskyttelsessystemer |
|------|---|--|---|
| A | Der er (og forbliver) ligevægt mellem potentielt forurenende stoffer i affaldet og udenfor deponeringsanlægget (samme koncentrationsniveau i perkolat og grundvand) | Ingen gradient for transport af forurenende stoffer mellem deponeringsanlægget og omgivelserne | Ikke vigtig |
| B | Koncentrationsniveauet af potentielt forurenende stoffer i perkolatet er (og forbliver) acceptabelt i omgivelserne | Udledning/udsivning til omgivende grundvand og/eller overfladevand vil ikke medføre en uacceptabel påvirkning, uanset perkolatmængden | Af mindre betydning |
| C | Fluxen af potentielt forurenende stoffer er (og forbliver) acceptabel i omgivelserne | Udledning/udsivning til omgivende grundvand og/eller overfladevand vil ikke medføre en uacceptabel påvirkning, såfremt fluxen ikke overstiger en given (sted-specifik) værdi | Langtidsstabilitet kan være påkrævet |

Ved opnåelse af en slutstatus af type A vil der ikke være nogen påvirkning af omgivelserne og for type B vil påvirkningen til enhver tid være acceptabel, uanset mængden af perkolat, som siver ud. I disse tilfælde vil passive miljøbeskyttende foranstaltninger som f.eks. en overdækning, der reducerer infiltrationen af nedbør og dermed de producerede perkolatmængder, ikke være nødvendige. Det vil heller ikke være nødvendigt at foretage undersøgelser af stoftransporten, da kravene til påvirkning af omgivelserne vil være opfyldt overalt. Til gengæld kan det for de fleste deponeringsanlæg forventes at tage endog meget lang tid at nå tilstande svarende til type A og type B. Den mest realistiske og praktisk anvendelige definition opnåelse af slutstatus med hensyn til udsivning af perkolat vil derfor være type C, hvor det er stoffluxen (dvs. den udledte stofmængde per tidsenhed) og ikke stoffkoncentrationen, der vurderes i forhold til omgivelserne, og hvor effekten af stoftilbageholdelse/stofforsinkelse og fortynding i jordlag, akvifer og overfladevand indgår i vurderingen. Denne definition på slutstatus er i virkeligheden allerede de facto indført og anerkendt, da de samme principper (anvendelse af flux og indregning af stoftilbageholdelse og fortynding (attenuering)) indgår i den beregningsmetode, som anvendtes til fastsættelse af grænseværdierne for stofudvaskning fra affald til deponering i BEK 1049/2013. I forbindelse med vurderingen af kravet om, at perkolatkvaliteten (med uændret perkolatmængde) skal forblive på eller under et givet niveau, kan forholdene omkring en eventuel ”badekarseffekt” (se afsnit 3.1),

hvor der kan være risiko for, at udvaskningen fra de øvre dele af et deponeringsanlæg øges, komme til at spille en betydelig rolle. Dette vil blive yderligere diskuteret i afsnit 6.

I forbindelse med de beregninger, som blev gennemført for at sætte de grænseværdier for stofudvaskning fra affald til deponering, som er anført i BEK 1049/2011 (se Hjelm et al., (2009)), blev der fastlagt nogle såkaldt primære grundvandskvalitetskriterier, som til enhver tid skulle være overholdt i grundvandet nedstrøms for deponeringsanlægget i en afstand af 100 m (og dermed også i grundvandet længere nedstrøms). Punktet, hvor de primære grundvandskvalitetskriterier skulle være overholdt, kaldes "point of compliance" eller POC. Formålet med de gennemførte scenarieberegninger var for en række stoffer i perkolatet fra deponeringsanlægget at fastlægge den maksimale kildestyrke, for hvilken de primære kvalitetskrav i grundvandet ved POC altid ville være overholdt under de betingelser, som var gældende for beregningerne. Den maksimale kildestyrke for deponeringsanlægget (for inert, mineralsk og farligt affald) blev så efterfølgende omregnet til grænseværdier for stofudvaskning ved forskellige værdier af væske/faststof-forholdet (L/S), svarende til forskellige udvaskningstests eller varianter af disse. I princippet har man herved – i hvert fald i en periode - "afskrevet" grundvandet i området mellem deponeringsanlægget og POC, mens grundvandet nedstrøms for POC kan forventes at have en tilfredsstillende kvalitet. Beregningsprincippet er skitseret i Figur 3-2, som også viser den sammenhæng mellem kildestyrke, stoftransport og effekt (receptor), som anvendes ved beregning af påvirkningen af den nedstrøms grundvandskvalitet ved POC.



FIGUR 3-2
Tværsnitstegning, der viser princippet i de tre seriekoblede modeller for kildestyrke og transport (mættet og umættet zone) samt receptoren ved point of compliance (poc) til bestemmelse af deponeringsanlæggets påvirkning af grundvandet.

De antagne betingelser og de miljøbeskyttende foranstaltninger skal sammen med grænseværdierne for stofudvaskning sikre, at grundvandskvaliteten (de primære grundvandsbeskyttelseskriterier) ved POC vil være overholdt ikke alene i den periode, hvor de miljøbeskyttende foranstaltninger kan forventes at være intakte (inklusive efterbehandlingsperioden), men også ud i al fremtid efter afslutningen af efterbehandlingsperioden (se også Bilag 1). Betingelserne er fastsat ud fra en antagelse om, at kildestyrken vil aftage med tiden og således, at denne på det tidspunkt, hvor de aktive miljøbeskyttende foranstaltninger (herunder perkolatopsamling) ikke længere fungerer eller afbrydes, har en sådan størrelse, at de primære grundvandskvalitetskriterier ved POC fortsat vil blive overholdt. Det er værd at bemærke, at mange af perkolatets indholdsstoffer først kan forventes at "dukke op" ved POC meget lang tid efter, at de har forladt deponeringsanlægget (for stoffer som Cu og Pb kan denne periode være adskillige tusind år). Da det som tidligere nævnt er stoffluxen og ikke koncentrationsniveauet af et givet stof, som er afgørende for kildestyrken, behøver stofkoncentrationerne i perkolatet ikke nødvendigvis i sig selv at overholde de primære

grundvandskvalitetskrav, når efterbehandlingen ophører. Det skal blot kunne vises/sandsynliggøres, at fluxen og den forventede udvikling af denne, har en sådan størrelse, at fortyndingen og sorptionen mv. i jorden og grundvandet mellem deponeringsanlægget og POC vil sikre, at grundvandskvalitetskravene ved POC aldrig vil blive overskredet.

Hvis man accepterer at betragte området mellem deponeringsanlægget og POC som en del af deponeringsanlægget, vil det være rimeligt at benytte det samme POC og de samme primære grundvandskvalitetskrav (sidstnævnte dog opdaterede med eventuelle ændringer siden beregningerne blev foretaget og eventuelt også udvidet i forhold til det begrænsede antal stoffer, for hvilke der i BEK 1049/2013 findes grænseværdier for stofudvaskning), der blev benyttet ved fastsættelsen af udvaskningsgrænseværdierne, som kriterier, der skal være opfyldt for at efterbehandlingen af et givet deponeringsanlæg kan stoppes. For deponeringsanlæg beliggende nær (opstrøms for) ferske overfladevandområder og for kystnære deponeringsanlæg skal kravene ved POC og i de relevante områder tilpasses de faktiske forhold.

Der bør samtidig med overholdelsen af kriterierne være en sikker (underbygget) formodning om, at kriterierne efterfølgende vil forblive opfyldt. I den sammenhæng må det forventes, at den i afsnit 3.1 nævnte ”badekarseffekt”, som vil eller kan opstå i deponeringsanlæg med intakt membransystem, når perkolatfjernelsen ophører, vil kunne udgøre et særligt problem. Det må nemlig anses for højest sandsynligt, at dele af affaldet, som ikke tidligere har været vandmættet, nu vil blive det, og det dannede perkolat må derfor antages at ændre karakter, sammenlignet med situationen før perkolatfjernelsen blev stoppet. For sådanne deponeringsanlæg kan det være nødvendigt at indføre en ”karensperiode”, indtil den fremtidige perkolat kvalitet er behørigt beskrevet og sikret.

I Bilag 2 er givet nogle eksempler på, hvordan de overordnede krav til afslutning af efterbehandlingstiden for deponeringsanlæg er udtrykt i et par andre lande.

4. Primære vandkvalitetskriterier

Den primære betingelse, som skal være og forblive opfyldt, når efterbehandlingstiden kan afsluttes, er grænseværdien for påvirkning af grundvand og/eller overfladevand ved det relevante POC. Det kan her diskuteres, om kriterierne nødvendigvis skal være opfyldt på det tidspunkt, hvor efterbehandlingen afsluttes (det burde de jo være for de deponeringsenheder, som har modtaget karakteriseringsstet affald, se dog Bilag 1), eller om det beregningsmæssigt skal godtgøres, at det resterende forureningspotentiale og den forventede flux sikrer, at kriterierne vil være overholdt i fremtiden. Det foreslås, at den sidstnævnte betingelse kommer til at gælde.

4.1 Kriterier for grundvandskvalitet

For de ikke-kystnære deponeringsanlæg, hvor beskyttelse af grundvandet har højeste prioritet, er der for de stoffer, for hvilke der er opstillet udvaskningskrav, i beregningerne benyttet nogle grundvandskvalitetskriterier, som i store træk svarede til de såkaldte grundvandskvalitetskriterier (Hjelmar et al., 2009), og som antages at sikre, at grundvandet nedstrøms for POC er "rent". En del af disse grundvandskvalitetskriterier er siden beregningerne blev foretaget (omkring 2005) blevet ændret, hvilket også er afspejlet i de maksimalindhold i grundvand, som ifølge Tabel 2.3 i BEK 1049/2013 skal overholdes i maksimalt 100 meters afstand fra et deponeringsanlæg, hvis der i forbindelse med reducerede krav skal gennemføres en miljøkonsekvensvurdering (ændringerne gælder bl.a. for Cd, Hg og Pb). Udover maksimalværdier i grundvandet for de stoffer, for hvilke der findes grænseværdier for udvaskning, indeholder tabellen også maksimalkoncentrationer for BTEX'er, kulbrinter og total-PAH'er. Det foreslås, at de maksimalværdier for indhold af stoffer i grundvand, som til enhver tid er anført i Tabel 2.3 (eller tilsvarende tabeller) i BEK 1049/2013 og kommende revisioner af denne, vil være de grundvandskvalitetskrav, som i forbindelse med afslutning af efterbehandlingsperioden for et ikke-kystnært deponeringsanlæg ikke må overskrides i grundvandet ved POC 100 m nedstrøms for kanten af deponeringsanlægget, når det modelmæssigt antages, at der ikke sker nogen perkolatopsamling, men at al infiltreret nedbør trænger ned i grundvandet. Grundvandskvaliteten måles/beregnes som en gennemsnitskoncentration over hele akviferens dybde. Hvis der på grundlag af perkolatmoniteringen på deponeringsanlægget eller på grundlag af andre målinger, affaldskarakteriseringsdata eller viden eller mistanke om, at der i perkolatet kan forekomme koncentrationer af stoffer, for hvilke der findes generelle grundvandskriterier, som overskrider disse kriterier, skal sådanne stoffer inddrages i de vurderinger og/eller beregninger, som skal ligge til grund for afgørelsen af, om efterbehandlingen kan afsluttes. Sådanne stoffer skal ved POC 100 meter nedstrøms overholde grundvandskvalitetskriterierne på samme måde som stofferne i Tabel 2.3 i BEK 1049/2013, som er gengivet herunder i Tabel 4-1.

For kystnære deponeringsanlæg, hvor der med sikkerhed ikke findes nogen grundvandsinteresser mellem deponeringsanlægget og havstokken, gælder de samme kriterier og betingelser som for ikke-kystnære deponeringsanlæg for POC placeret et vilkårligt sted mellem deponeringsanlægget og havstokken. For barium skal det dog vises, at koncentrationen i det marine vandområde 50 meter fra kysten ikke overstiger 5,8 µg/l (se Miljøstyrelsen, 2010). Der kan endvidere ses bort fra kravene til klorid, fluorid og sulfat.

For kystnære deponeringsanlæg, som ikke kan overholde de ovennævnte krav (med undtagelse af kravet til Ba, som fortsat vil gælde), kan fortyndingskravene i den marine recipient inddrages i vurderingen, og vand-kvalitetskriterierne for overfladevand kan anvendes i stedet for grundvandskvalitetskriterierne (se afsnit 4.2).

TABEL 4-1

Maksimalt indhold af stoffer i grundvandet ved POC ved og efter efterbehandlings afslutning som følge af perkolatudsivning (efter Tabel 2.3 I BEK 1049/2013).

| Salte | Maksimalt indhold (mg/l) | Metaller/metalloider | Maksimalt indhold (µg/l) |
|------------------------------|---------------------------------|----------------------|--------------------------|
| Klorid | 250 | As (arsen) | 8 |
| Fluorid | 1,5 | Ba (barium) | 700 |
| Sulfat | 250 | Cd (kadmium) | 0,5 |
| Organiske stoffer | Maksimalt indhold (µg/l) | Cr (krom) | 25 |
| NVOC (DOC) | 4000 | Cu (kobber) | 100 |
| Benzen | 1 | Hg (kviksølv) | 0,1 |
| Toluen | 5 | Mo (molybdæn) | 20 |
| Xylener + ethylbenzen | 5 | Ni (nikkel) | 10 |
| Kulbrinter (C6-C35) | 9 | Pb (bly) | 1 |
| PAH total* | 0,1 | Sb (antimon) | 2 |
| Phenoler, total | 0,5 | Se (selen) | 10 |
| | | Zn (zink) | 100 |

4.2 Kriterier for kvalitet af overfladevand

For kystnære deponeringsanlæg generelt og for ikke-kystnære deponeringsanlæg, hvor der er risiko for udvaskning til ferske overfladevandsområder, foreslås det, at de primære vandkvalitetskrav, som skal overholdes ved POC til enhver tid efter ophør af opsamlingen af perkolat, svarer til de krav, som er anført i Bilag 2 Del A og Bilag 3 Del A i BEK 1022/2010 (og revisioner heraf) om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb. I Tabel 4-2 er vandkvalitetskravene til ferske og marine overfladevandsområder ved POC angivet for de samme stoffer, for hvilke der i Tabel 4-1 er anført grundvandskvalitetskrav. Kravene er baseret på BEK 1022/2010, og for de stoffer, hvor der ikke findes vandkvalitetskrav i denne, er kravene til grundvandskvalitet fra BEK 1049/2013 anvendt. I princippet skal grænseværdierne for alle stofferne i BEK 1022/2010 overholdes ved POC i overfladevandet, men det foreslås, at vurdering af et stof eller en stofgruppe kan udelades, hvis det kan vises eller sandsynliggøres (f.eks. baseret på perkolatmoniteringsdata), at koncentrationen af stoffet eller stofgruppen i perkolatet fra deponeringsanlægget er lavere end 2 x grænseværdien (det generelle kvalitetskrav i BEK 1022/2010) i hvert af 3 på hinanden følgende år.

I de tilfælde, hvor koncentrationerne af et eller flere af de regulerede stoffer i perkolatet ved udsivningen til overfladevandområdet overstiger miljøkvalitetskravene for vandområdet, kan der anvendes en blandingszone, hvor det på kanten af blandingszonen gælder, at koncentrationen af de forurenende stoffer fra deponeringsanlægget alle skal overholde miljøkvalitetskravene for det tilstødende vandområde. Blandingszonens udstrækning skal være begrænset til udsivningsstedets

umiddelbare nærhed og være afpasset til de betingelser, der normalt vil være fastsat i vilkårene i godkendelsen af deponeringsanlægget. Den største udstrækning af blandingszonen skal opfylde følgende kriterier:

- For udsivning til vandløb fastlægges blandingszonens længde til højst 10 gange vandløbets bredde, dog maksimalt 100 m.
- For udsivning til søer fastlægges blandingszonens udstrækning under hensyn til søens størrelse og opblandingsforhold og således, at der ikke er risiko for ophobning af stoffer i søen.
- For udsivning til marine områder fastlægges blandingszonens bredde ud fra kysten som bredden af fortyndingszonen (ca. 50 m).

TABEL 4-2

Maksimalt indhold af en række stoffer i overfladevand ved poc ved og efter efterbehandlings afslutning som følge af perkolatudsivning (delvis baseret på BEK 1049/2013 OG BEK 1022/2010). I princippet skal alle overfladevandkvalitetskriterierne i BEK 1022/2011 overholdes.

| Salte | Maksimalt indhold (µg/l) | | Metaller/metalloider | Maksimalt indhold (µg/l) | |
|------------------------------|--------------------------|-------------|-----------------------|--------------------------|-------------|
| | Ferskvand | Marint vand | | Ferskvand | Marint vand |
| Klorid | 150000* | - | As (arsen) | 4,3 | 0,11 |
| Fluorid | 1500* | - | Ba (barium) | 9,3 | 5,8 |
| Sulfat | 250000* | - | Cd (kadmium) | 0,08 | 0,2 |
| Organiske stoffer | | | Cr(VI)/Cr(III) (krom) | 3,4/4,9 | 3,4/3,4 |
| NVOC (DOC) | 4000* | 4000* | Cu (kobber) | 100* | 100* |
| Benzen | 10 | 8 | Hg (kviksølv) | 0,05 | 0,05 |
| Toluen | 74 | 7,4 | Mo (molybdæn) | 67 | 6,7 |
| Xylener + ethylbenzen | 10 + 20 | 1 + 2 | Ni (nikkel) | 10* | 10* |
| Kulbrinter (C6-C35) | 9* | 9* | Pb (bly) | 0,34 | 0,34 |
| PAH total* | 0,1* | 0,1* | Sb (antimon) | 113 | 11,3 |
| Phenoler, total | 0,5* | 0,5* | Se (selen) | 10* | 10* |
| | | | Zn (zink) | 100* | 100* |

*: Da der ingen værdier er angivet i BEK 1022/2010 for disse stoffer, er grænseværdierne for grundvand fra Tabel 4-1 anvendt.

Inden for blandingszonen accepteres overskridelse af miljøkvalitetskravene. Intet sted, hverken indenfor eller udenfor blandingszonen, må der forekomme koncentrationer, der kan forårsage akut giftpåvirkning, ophobning af stoffer i sedimenter, bløddyr, skaldyr eller fisk, og påvirkningen af perkolat må på intet tidspunkt give anledning til smagsforringelse af fisk og skaldyr.

I forbindelse med beregning af fortyndingsforholdene indgår udsivningen, vanddybder og strømhastigheder. For udsivning langs kyster inddrages information om vanddybder og strømhastigheder som regel fra en tredimensional numerisk hydrodynamisk model, der dækker Nordsøen, Kattegat og Østersøen. I forhold til udsivningen skal fortynding som udgangspunkt beregnes som om den samlede perkolatudsivning sker fra ét punkt, og som mål for udledningen anvendes stofmængde per tidsenhed. Hvis det viser sig nødvendigt for at kunne overholde miljøkvalitetskravene på kanten af blandingszonen, kan beregningerne baseres på en distribution af udsivningen på flere punkter. Afstanden mellem punkterne skal som minimum være 50 meter og udstrækningen af punkterne må ikke overstige deponeringsanlæggets afgrænsning langs kysten.

For **vandløb** kan fortyndingen estimeres på basis af den perkolatmængde, der siver ud fra deponeringsanlægget og minimumsvandføringen (dvs. forholdet mellem den udsivende perkolatmængde og medianminimumsvandføring eller mindste månedsmiddelvandføring) i vandløbet. I de fleste tilfælde er der opnået fuld opblanding efter 7-10 gange vandløbsbredden nedstrøms udsivningen. For **søer** er der generelt tale om lokalspecifikke fortyndingsforhold, hvor det er nødvendigt at foretage en specifik beregning af fortyndingsforholdene på lokaliteten. Som udgangspunkt vil man dog kunne anvende generelle fortyndingsfaktorer, som for søerne ligger inden for intervallet 5-10. Det foreslås, at anvendes en fortyndingsfaktor på 10, såfremt der ikke foreligger specifikke oplysninger om andre værdier.

Ved udledning på **frie/åbne kyster** kan fortyndingsforholdene beregnes ved simple formler, når strøm- og dybdeforhold er kendt (Miljøstyrelsen, 2006). Fortynding i blandingszonen kan dog som udgangspunkt sættes til 10 gange uden yderligere beregning. Den aktuelle fortynding kan fastsættes til en faktor, der afviger fra 10 gange, når der er kendskab til de lokale opblandings- og fortyndingsforhold.

I mere **beskyttede fjorde og bugter samt større havnebassiner** (f.eks. Københavns havn) med ringe vandskifte skal der, såfremt fortyndingsforhold på 10 - 20 gange i blandingszonen ikke er tilstrækkelige til at leve op til de relevante miljøkvalitetskrav, opstilles egentlige hydrodynamiske to- eller tredimensionale spredningsmodeller til bestemmelse af de faktiske fortyndingsforhold. Hvorvidt en fuld tredimensional model er påkrævet, afhænger af lokale forhold som dybde, lagdeling og strømningsmæssige forhold. Modellen skal have en tilpas fin opløsning i en zone (50 – 200 m) omkring udsivningspunktet, således at det er muligt at beskrive variationen i fortynding inden for denne zone. I praksis vil det betyde en opløsning på 10 - 20 m i nærområdet. Randbetingelserne til en lokal model for et givet vandområde kan etableres fra eksisterende regionale modeller eller direkte fra målinger. Beregningerne bør dække en kritisk periode (minimum en måned med ringe vandskifte, hvilket typisk forekommer i sommermånederne). Beregningsperioden fastlægges ud fra en analyse af historiske data. På den baggrund udvælges en passende periode, og modellen gennemregnes med de faktiske forhold (hvad angår dybder, meteorologi, strøm- og vandstandsforhold). Modellen bør kvalitetssikres og verificeres mod målinger, hvis sådanne eksisterer. På baggrund af en statistisk analyse af modelresultaterne etableres minimumsfraktilen (5 %) for fortyndingsforholdene i en 50 til 100 meter zone omkring udsivningspunktet. Det vil sige, at der i 5 % af tiden kan forventes fortyndinger mindre end en given værdi. Fortyndingen er defineret som forholdet mellem koncentrationen i udsivningspunktet og den beregnede koncentration på kanten af en blandingszone eller et nærområde. Det vurderes herefter, om 5 % minimumsfraktilen for fortynding i blandingszonen er tilstrækkelig til at opfylde miljøkvalitetskravene.

5. Afslutning af efterbehandlingen – overordnet beslutningsgrundlag og trinvis procedure

Som beskrevet i de foregående afsnit, bør grundlaget for en beslutning om afslutning af efterbehandlingen ved et deponeringsanlæg omfatte en risikovurdering, baseret på kæden Kildestyrke – Stoftransport – Receptor, som skal sikre, at belastningen af nedstrøms grundvand eller overfladevand fra det udsivende perkolat, som derefter ikke længere vil blive opsamlet, ikke på noget tidspunkt i fremtiden vil give anledning til overskridelse af vandkvalitetskriterierne ved det relevante referencepunkt (point of compliance, POC). Da standsningen af perkolatoppumpningen i sig selv kan give anledningen til ændrede hydrauliske og udvaskningsmæssige forhold i et deponeringsanlæg ("badekarseffekten"), skal der i beslutningsgrundlaget indgå en vurdering den indflydelse, som dette kan have på den fremtidige kildestyrke, der bør estimeres/beregnes på grundlag af den tilstand, som opstår, når der opnås hydraulisk ligevægt i deponeringsanlægget (dvs. der dannes en (ny) perkolat(tryk)højde i det deponerede affald, som medfører, at der f.eks. over et år siver lige så meget perkolat ud, som der dannes).

Figur 5-1 viser et overordnet principdiagram for den beslutningsproces, som for et givet deponeringsanlæg kan føre til en afgørelse af, om efterbehandlingen kan afsluttes. Muligheden for at forbedre såvel model- som datagrundlag introducerer samtidig en trinvis proces, som vil blive nærmere diskuteret i det følgende.

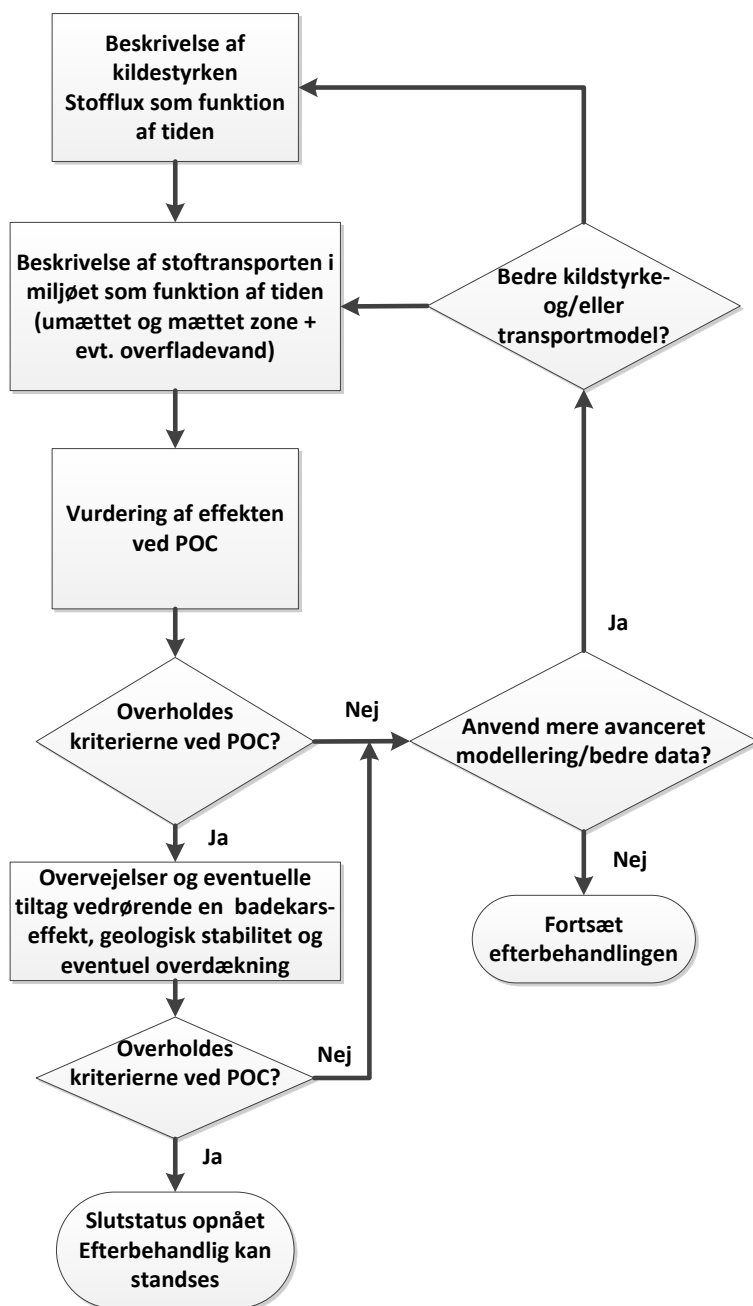
Vurderingsprocessen består således af tre sammenkoblede hovedelementer, som behandles og diskuteres hver for sig:

- Bestemmelse af kildestyrken, inklusive vurdering af "badekarseffekten" (afsnit 6)
- Bestemmelse af stoftransporten (grundvand (afsnit 7) og overfladevand (afsnit 4.2))
- Bestemmelse af effekten ved POC (afsnit 4 og afsnit 8)

De tre elementer vil i projektet blive behandlet hver for sig, men vil også blive sammenkoblet via den overordnede beslutningsproces og via den indflydelse, de har på hinanden. Beskrivelsen af kildestyrke og stoftransport/effekt ved POC vil ultimativt forudsætte gennemførelse af modelberegninger, for stoftransportens vedkommende numeriske 3-D-beregninger (se afsnit 7).

For at forhindre, at der unødigt anvendes større ressourcer, for eksempel i tilfælde, hvor et deponeringsanlæg viser sig stadig at være langt fra at opfylde kravene til ophør af efterbehandlingen, foreslås det, at der i vurderingerne i et vist omfang anvendes en **trinvis procedure**, der starter med simple og konservative forudsætninger og umiddelbart tilgængelige data og efter behov inddrager mere sofistikerede modelleringsløsninger og/eller bedre

datagrundlag. For stoftransportens vedkommende vil det i princippet være muligt at starte med en simpel løsning, som samtidig er konservativ og repræsenterer en slags "worst case", og derfra gå videre til mere sofistikerede, bedre underbyggede og mere realistiske modeller, såfremt kvalitetskriterierne ved POC ikke overholdes.



FIGUR 5-1
Principskitse af de vigtigste processer, som kan indgå i en beslutning vedrørende afslutning af efterbehandlingstiden for et deponeringsanlæg.

For kildestyrkens vedkommende er det mindre indlysende, hvad der kan betragtes som konservativt og "worst" case. Valget af trin i kildestyrkemodelleringen vil måske derfor i højere grad afspejle tilgængeligheden af data og de faktiske forhold ved deponeringsanlægget samt ikke mindst tidspunktet for gennemførelse af vurderingen (i planlægningsfasen, i driftsfasen eller tidligt eller sent i efterbehandlingsfasen) end graden af konservatisme. Valget af detaljeringsgrad kan således

forventes at ville være forskelligt for et deponeringsanlæg eller en deponeringsenhed, som er under planlægning, og et anlæg/en enhed, som allerede befinder sig i efterbehandlingsfasen.

6. Kildestyrken

6.1 Forhold, der har/kan have indflydelse på kildestyrken

Blandt de forhold, der kan påvirke dannelsen og karakteren af perkolat (og gas) i et affaldsdeponeringsanlæg og dermed kildestyrken for en stofemission til omgivelserne på kortere og længere sigt, kan nævnes følgende hovedgrupper:

- Indretning eller design af deponeringsanlægget
- Driftsforholdene for deponeringsanlægget
- Affaldets egenskaber
- Klimaet

I Tabel 6-1 til Tabel 6-4 er der for hver af hovedgrupperne foretaget en kort opsummering af de forhold, som vil kunne påvirke mængde og sammensætning af perkolat og dermed emissionen af potentielt forurenende stoffer og varigheden af efterbehandlingstiden. I Bilag 2 er enkelte faktorer beskrevet og diskuteret mere indgående. Nogle af de beskrevne forhold vil det være muligt at styre eller påvirke med henblik på at opnå en gunstig udvikling, dvs. en reduktion af den nødvendige efterbehandlingstid, mens andre forhold kun vanskeligt eller slet ikke vil kunne påvirkes eller styres. For en række forhold vil mulighederne for påvirkning/styring være forskellige, afhængigt af, om der er tale om nye (planlagte) deponeringsanlæg eller deponeringsenheder, igangværende anlæg/enheder eller lukkede anlæg/enheder, som allerede befinder sig i efterbehandlingsfasen.

En række af de forhold, som beskrives i det følgende, kan have afgørende indflydelse på kildestyrken på et givet tidspunkt og må nødvendigvis indgå i eller tages i betragtning ved opstilling af en kildestyrkemodel, mens andre forhold danner grundlag for mere kvalitative vurderinger og fortolkninger af kildestyrkeberegningerne. Betydningen af en del af disse vil variere med typen af deponeringsanlæg og affald samt indretning, drift og alder af deponeringsanlægget.

TABEL 6-1

Forhold vedrørende indretning eller design af deponeringsanlægget, som kan påvirke kildestyrken.

| Indretning eller design af deponeringsanlægget | |
|--|---|
| Forhold, der kan påvirke kildestyrken | Påvirkningens karakter |
| Slutafdækning | Påvirker infiltrationen af nedbør |
| Perkolatopsamlingsystem | Påvirker perkolatniveauet i affaldet, effektiviteten af perkolatopsamlingen, afgørende i forbindelse med en eventuel "badekarseffekt" |
| Bundmembran (og sidemembraner) | Har betydning for, hvor meget perkolat, der løbende siver ud, og for indstilling af hydraulisk ligevægt, når der ikke længere fjernes perkolat – og er afgørende i forbindelse med en eventuelt "badekarseffekt" |
| Højde | Påvirker udviklingen af stofudvaskningen – jo større højde, jo længere tid vil det tage at opnå en given L/S-værdi |
| Areal og længde | Påvirker perkolatmængden og stoffluxen, og jo større længde i grundvandets strømningsretning, jo større belastning ved POC |
| Topografi og (hydro)geologi | Topografien har indflydelse på fordelingen mellem overfladeafstrømning (eller –tilstrømning) og infiltration samt på de interne strømningsforhold. Geologien kan påvirke perkolatniveauet i deponeringsanlægget, når der ikke længere pumpes, og |

sammen med membransystemerne forårsage ”badekarseffekter”, hvis der f.eks. er tale om lavpermeable (ler)lag.

| | |
|----------------------------|--|
| Hydraulisk gradient | Påvirker risikoen for udsivning af perkolat og indtrængning af grundvand |
|----------------------------|--|

TABEL 6-2
Forhold vedrørende driftsforholdene for deponeringsanlægget, som kan påvirke kildestyrken.

| Driftsforholdene for deponeringsanlægget | |
|---|--|
| Forhold, der kan påvirke kildestyrken | Påvirkningens karakter |
| Forbehandling af affald til deponering | Kan, afhængigt af behandlingsformen, påvirke såvel udvaskningsforløbet (perkolatkvaliteten som funktion af tiden) som de hydrauliske forhold |
| Opfyldningsmetode og -takt | Kan, især på kortere sigt, påvirke perkolatkvaliteten |
| Kompaktering | Påvirker strømningsforholdene for gennemsivende nedbør/per-kolat |
| Daglig/periodevis afdækning | Påvirker (fordelingen af) gennemstrømningsforholdene og dermed også udvaskning og biologiske processer |
| Recirkulering af perkolat | Kan påvirke strømningsforhold, stofudvaskning/perkolat-sammensætning, biologisk omsætning og redoxforhold |
| Tilførsel af ekstra vand | Kan fremskynde stofudvaskning og måske også bidrage til en mere jævnt fordelt gennemstrømning |
| Stimulering af biologisk omsætning | Kan fremskynde biologisk stabilisering |
| Håndtering af perkolat | Kan påvirke effektiviteten af perkolatopsamlingen og dermed også niveauet af perkolatoverfladen i anlægget |

TABEL 6-3
Forhold vedrørende affaldets egenskaber, som kan påvirke kildestyrken.

| Affaldets egenskaber | |
|--|---|
| Forhold, der kan påvirke kildestyrken | Påvirkningens karakter |
| Heterogenitet/homogenitet | Påvirker strømningsforholdene – jo mere heterogent, jo mere uensartet gennemstrømning og kan give uensartet udvaskning/nedbrydning over tid |
| Morfologi og ”partikelstørrelse” | Påvirker gennemstrømningsforholdene og reaktivitet/stof-udvaskning |
| Massefylde | Har indflydelse på tiden, det tager for stofudvaskningen at nå en bestemt L/S-værdi |
| Kompakteringsegenskaber | Kan påvirke massefylden og den hydrauliske ledningsevne og dermed strømningsforholdene i et deponeringsanlæg. Kan også påvirke muligheden for indtrængning af atmosfærisk luft og dermed ilt og kuldioxid, som kan reagere kemisk med affald og perkolat (og deltage i biologiske reaktioner) |
| Hydraulisk ledningsevne | Kan påvirke genstrømningsforholdene i affaldet |
| Oprindelse og sammensætning | Afgør hvilken type deponeringsanlæg, affaldet placeres i. Selv om der ikke er nogen direkte sammenhæng mellem indhold og udvaskning af et givet stof, har sammensætningen naturligvis indflydelse på stofudvaskningen og de kemiske og biologiske forhold i affaldet |
| Udvaskningsegenskaber | Påvirker udvaskningsforløbet og dermed – især for affald, der primært indeholder uorganiske stoffer – længden af efterbehandlingstiden og mulighederne for at forkorte denne |
| Biologisk omsættelighed | Har indflydelse på, hvor lang tid det tager at opnå mineralisering og ophør af gasdannelse – og har også indflydelse på mængden af gas, sammensætning af perkolatet og pH- og redoxforhold, indtil det organiske stof er |

| | |
|--|---|
| | mineraliseret |
| Kemisk reaktivitet | Kan påvirke strømningforhold og sammensætning af perkolatet, kan give anledning til reaktion mellem indtrængende ilt og kuldioxid og affald/perkolat og kan give anledning til tilstopning af drænsystemer |
| pH- og redoxforhold samt kompleksdannelse | Påvirker opløseligheden af mange stoffer, herunder mange sporelementer og tungmetaller, som kan udfældes, f.eks. som sulfider under reducerende forhold (som følge af biologisk nedbrydning af organiske stoffer) og dermed blive fjernet fra perkolatet, indtil affaldet eventuelt oxideres. Mange sporelementer/tungmetaller mobiliseres ved lave og/eller høje pH-værdier og ved højt saltindhold. |
| Indbyrdes kompatibilitet | Affaldstyper, som ikke "passer sammen" mht. deponerings- og efterbehandlingsstrategi (f.eks. mineralisk affald, som fortrinsvis stabiliseres gennem udvaskning, og organisk affald, som også stabiliseres gennem biologisk nedbrydning) kan have en utilsigtet negativ påvirkning på de processer, som man ønsker, at de to affaldstyper hver for sig indgår i. |
| Affaldsklasse/-kategori | Inddelingen af affaldet i forskellige kategorier og placeringen af disse i forskellige klasser af deponeringsenheder er netop et forsøg på at sikre, at kun indbyrdes kompatible affaldstyper placeres i samme deponeringsenhed. |

TABEL 6-4
Klimatiske forhold, som kan påvirke kildestyrken.

| Klimatiske forhold | |
|--|---|
| Forhold, der kan påvirke kildestyrken | Påvirkningens karakter |
| Nedbørsmængde og -intensitet | Påvirker infiltrationen af nedbør gennem overfladen af deponeringsanlægget og dermed mængden af perkolat, der dannes. |
| Fordampning og evapotranspiration | Påvirker perkolatdannelsen gennem fordampning af infiltrerende nedbør fra overfladen af afdækningsjord og ved evapotranspiration fra eventuelle planter, der vokser i overfladelaget. |
| Temperatur | Påvirker perkolatdannelsen gennem øget evapotranspiration (og dermed reduceret perkolatdannelse) ved højere temperaturer og eventuelt øget overfladeafstrømning ved lave temperaturer. |
| Klimaændringer | Fremtidige klimaændringer som øget temperatur og nedbør/nedbørsmønster vil kunne påvirke perkolatdannelsen, ligesom eventuelle stigninger i hav- og grundvandsniveau vil kunne ændre strømningforholdene. I værste fald kunne lavtliggende og/eller kystnære deponeringsanlæg tænkes oversvømmet, hvis de ikke sikres i tide. |

6.2 Konceptuelle kildestyrkemodeller

For et givet deponeringsanlæg, som gennem en årrække har befundet sig i efterbehandlingsfasen, kan det være hensigtsmæssigt at gennemføre en risikovurdering for at undersøge, om anlægget har opnået en tilstand, som sammen med stofattenueringen (fortynding og tilbageholdelse) under transporten af udledt stof til POC tillader, at efterbehandlingen afbrydes. Som et led i en sådan undersøgelse, skal kildestyrken derfor fastlægges.

For et givet stof, i , kan den samlede kildestyrke eller fluxen, $M_i(t)$, fra en deponeringsenhed beskrives som en funktion af tiden, t :

$$M_i(t) = C_i(t) \times Q(t), \quad (6.1)$$

hvor

$C_i(t)$ er koncentrationen i perkolatet af stoffet i som funktion af tiden, og

$Q(t)$ er mængden af dannet perkolat som funktion af tiden

Hvis deponeringsenheden eller deponeringsanlægget, som ønskes vurderet, består af områder med forskellige typer affald og/eller områder, som er anlagt på så forskellige tidspunkter, at deres vandbalancer er væsentligt forskellige, vil det være nødvendigt at beskrive kildestyrken ved hjælp af flere parallelle forløb:

$$M_i(t) = \sum (M_{ij}(t) = \sum (C_{ij}(t) \times Q_j(t)), \text{ hvor } j \text{ går fra } 1 \text{ til } n, \text{ og } n = \text{ antal forskellige områder} \quad (6.2)$$

For at bestemme kildestyrken/fluxen er det således nødvendigt at tilvejebringe informationer om perkolatsammensætningen som funktion af tiden og perkolatproduktionen som funktion af tiden (eller væske-/faststofforholdet, L/S). For et deponeringsanlæg er $L = Q(t)$ og $S =$ mængden af deponeret affald (på tørstofbasis) i den aktuelle enhed eller underenhed. L/S kan for eksempel angives i l/kg og vokser selvfølgelig proportionalt med $Q(t)$. Det antages generelt, at $C_i(L/S) -$ og dermed kildestyrken, hvis $Q(t)$ er nogenlunde konstant - aftager med voksende L/S. Dog kan $C_i(L/S)$ være mere eller mindre konstant (eller ligefrem stigende) over en periode, hvis stoffet i er opløselighedskontrolleret. I forbindelse med beregningerne af stofudvaskningskriterierne for modtagelse af affald på deponeringsanlæg i EU (Rådsbeslutning 2003/33/EF) og i Danmark (BEK 1049/2013) blev det forudsat, at udvaskningen af de stoffer, for hvilke der er sat grænseværdier, for granulære affaldstyper, som gennemstrømmes af infiltrerende nedbør, ideelt set kan beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af L/S:

$$C_i(L/S) = C_{i0} \times e^{-(L/S) \kappa_i} \quad (6.3)$$

C_{i0} er den højeste koncentration af stoffet i i perkolatet – ofte (men altså ikke altid) startkoncentrationen eller den initiale porevandskoncentration (f.eks. i mg/l).

κ_i er en kinetisk konstant, som beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af stoffet i aftager som funktion af L/S (f.eks. i kg/l). κ_i er stof- og i princippet også materialespecifik, men anvendes på grund af mangel på data ofte som om den var uafhængig af affaldstypen. Affaldsspecifikke værdier af κ kan for en given affaldstype beregnes på grundlag af en kolonnetest (f.eks. prEN 14405). I Hjelm et al. (2009) kan man finde de værdier af κ , som blev anvendt til beregning af de danske udvaskningsgrænseværdier for modtagelse af affald til deponering (BEK 1049, 2013).

Hvis man integrerer ligning (6.3) over intervallet $L/S = 0$ l/kg til L/S , fås et udtryk for den mængde, E_i , af stoffet i, som udvaskes over dette L/S-interval:

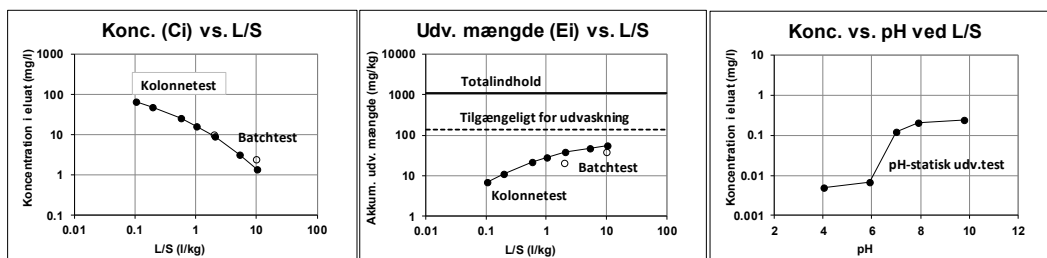
$$E_i(L/S) = (C_{i0}/\kappa_i)(1 - e^{-(L/S) \kappa_i}) \quad (6.4)$$

For et givet tidsrum, t , vil $E_i(L/S)/t$ svare til den gennemsnitlige flux af stoffet i over dette tidsrum.

For granulært affald er det praktisk at beskrive stofudvaskningen som funktion af L/S, da det svarer til den måde, resultaterne for de udvaskningstests, prEN 14405 (kolonneudvaskningstest) og EN 12457-1 (batchudvaskningstest), som indgår i grundlæggende karakteriseringstestning og overensstemmelsestestning af inert, farligt og måske også mineralsk affald, beskrives.

$C_i(L/S)$ og $E_i(L/S)$ kan således i princippet også beskrives på grundlag af udvaskningstests, hvor den mest velegnede er kolonnetesten, som beskriver udvaskningsforløbet som funktion af L/S som syv punkter på en kurve over L/S-intervallet $0 - 10$ l/kg, mens batchtesten kun angiver den gennemsnitlige udvaskning over det relevante L/S-interval (for EN 12457-1 $L/S = 0 - 2$ l/kg). Figur 6-1 viser et eksempel på resultater af en kolonnetest og batchudvaskningstests (ved $L/S = 2$ l/kg og 10 l/kg) foretaget på det samme mineralske affald (udvaskning af Mo fra en slagge), præsenteret som henholdsvis $C_i(L/S)$ og $E_i(L/S)$. Desuden ses udvaskningens afhængighed af pH (bestemt ved CEN/TS 14997 ved $L/S = 10$ l/kg). Dette er vigtig information, da mange opløseligheden og

udvaskningen af mange stoffer varierer betydeligt med pH, og da pH i det deponerede affald/perkolatet kan ændre sig med tiden.



FIGUR 6-1
Eksempel på resultater af udvaskning af Mo fra en mineralisk affaldstype, vist som koncentration og udvasket stofmængde som funktion af L/S. Desuden ses pH-afhængigheden af Mo-udvaskningen fra samme materiale.

For en given deponeringsenhed indeholdende en mængde af affald svarende til S (kg eller tons) kan L/S-skalaen, der beskriver den vandmængde L (liter eller m³), der til et givet tidspunkt, t (år), er perkoleret eller strømmet gennem affaldet, oversættes til en tidsskala, under forudsætning af, at infiltrationen af nedbør, I (m/år), er konstant (Hjelmar, 1990):

$$t = (L/S) \times d \times H/I, \text{ hvor} \quad (6.5)$$

t er tiden siden deponeringsanlægget begyndte af producere perkolat (år)

d er massefylden (dry bulk density) af det deponerede affald (tons/m³)

H er den gennemsnitlige højde af deponeringsenheden (m)

Som et eksempel på anvendelsen af ligning (6.5) er det i Tabel 6-5 beregnet, hvor lang tid det med en årlig nettoinfiltration af nedbør på henholdsvis 50 mm og 300 mm i en deponeringsenhed på henholdsvis 5 m og 10 m tykkelse/højde vil tage opnå en gennemsnitlig udvaskning svarende til henholdsvis 1, 2, 5 og 10 l/kg. For en deponeringsenhed med en højde på 20 m vil det tage dobbelt så lang tid som for en enhed på 10 m at nå en given L/S-værdi.

| Højde | Infiltration | L/S | Tid | Højde | Infiltration | L/S | Tid |
|-------|--------------|------|------|-------|--------------|------|------|
| H | I | | t | H | I | | t |
| m | mm/år | l/kg | År | m | mm/år | l/kg | År |
| 5 | 50 | 1 | 150 | 5 | 300 | 1 | 25.0 |
| 5 | 50 | 2 | 300 | 5 | 300 | 2 | 50 |
| 5 | 50 | 5 | 750 | 5 | 300 | 5 | 125 |
| 5 | 50 | 10 | 1500 | 5 | 300 | 10 | 250 |
| 10 | 50 | 1 | 300 | 10 | 300 | 1 | 50 |
| 10 | 50 | 2 | 600 | 10 | 300 | 2 | 100 |
| 10 | 50 | 5 | 1500 | 10 | 300 | 5 | 250 |
| 10 | 50 | 10 | 3000 | 10 | 300 | 10 | 500 |

TABEL 6-5
Beregning af den tid, det under forskellige forudsætninger vil tage at opnå en given gennemsnitlig udvaskningsgrad (L/S-værdi) for en deponeringsenhed.

Hvis der tages udgangspunkt i de i Bilag 1 anførte værdier, som er anvendt ved fastlæggelse af udvaskningsgrænseværdierne for modtagelse af affald på anlæg for inert, mineralsk og farligt affald, kan de tilsvarende teoretiske, gennemsnitlige værdier af L/S, som beregningsmæssigt opnås på det teoretiske tidspunkt for efterbehandlingsophør for deponeringsanlæg, der er 10 m høje med en årlig infiltration på 350 mm, beregnes:

Anlæg for inert affald: $L/S = 1,4 \text{ l/kg}$ (60 år siden start, heraf 30 års efterbehandling)

Anlæg for mineralsk affald = $1,9 \text{ l/kg}$ (80 år siden start, heraf 50 års efterbehandling)

Anlæg for farligt affald = $2,3 \text{ l/kg}$ (100 år siden start, heraf 70 års efterbehandling)

Hvis højden af et anlæg er større end 10 m og infiltrationen er mindre end 350 mm, nås en mindre L/S-værdi i løbet af de angivne perioder, og den teoretiske varighed af efterbehandlingsperioden vil i princippet blive forlænget i forhold til ovenstående. Tilsvarende vil perioden forkortes, hvis højden er mindre end 10 m og infiltrationen er større end 350 mm (f.eks. på grund af recirkulering af perkolat/infiltration af ekstra vand).

6.3 Stedspecifik estimering af kildestyrken

6.3.1 Overordnede krav og datagrundlag

Når kildestyrken fra et specifikt deponeringsanlæg skal estimeres med henblik på en vurdering af, om efterbehandlingen kan afbrydes, eller af, hvornår den eventuelt vil kunne afbrydes, er der behov for et estimat af fluxen af de relevante stoffer som funktion af tiden, som rækker et stykke ind i fremtiden. Generelt vil det for eksempel ikke være tilstrækkeligt at vise, at fluxen på tidspunktet for vurderingen har et niveau, som kombineret med en transportmodel kan overholde grundvands- eller overfladevandskriterierne ved POC. Det skal samtidig med baggrund i teoretiske/konceptuelle overvejelser (ikke blot en trendanalyse af perkolatmoniteringsdata fra deponeringsanlægget) sandsynliggøres, at fluxen ikke efterfølgende på et tidspunkt vil kunne øges til et uacceptabelt niveau under indflydelse af mere eller mindre forudsigelige ændringer af forholdene i og omkring det deponerede affald. I denne sammenhæng skal der tages specielt hensyn til forholdene under og efter indstillingen af en ny hydraulisk ligevægt efter afslutningen af efterbehandlingen, når der ikke længere oppumpes og fjernes perkolat fra deponeringsanlægget/-enheden. Specielt skal risikoen for og den eventuelle effekt af ”badekarseffekten” (se afsnit 3.1) vurderes og medregnes. Eventuelle afvigelser fra disse principper bør kun kunne ske på baggrund af en konkret analyse af risikoen for og konsekvenserne af en eventuel senere forøgelse af kildestyrken.

En model, som for et givet deponeringsanlæg beskriver udviklingen i kildestyrken, $M(t)$, kan bygge på oplysninger om indretning og drift af deponeringsanlægget, mængder og egenskaber af det deponerede affald, klimatiske forhold, samt konkrete observationer (tidsserier af sammensætning og mængde af perkolat) og resultater af udvaskningstests. Sidstnævnte bør understøttes af informationer om de fysiske-kemiske forhold i det deponerede affald og antagelser/beregninger af den forventede udvikling af disse med tiden, eventuelt baseret på specieringsberegninger ved hjælp af hydrogeokemisk ligevægtsmodellerering. Informationerne bør i videst muligt omfang verificeres eller kontrolleres i praksis. Mens observationer af perkolatproduktionen for en deponeringsenhed er et gennemsnit for hele enheden, kan strømningsforholdene i affaldet, som generelt er meget inhomogent, være meget ujævnt fordelt, og konsekvenserne heraf bør vurderes, f.eks. gennem ”dual porosity¹”-modellerering.

¹ Ved ”dual porosity”-modellerering antager man, at en del af nedbøren/perkolatet strømmer hurtigt i forholdsvis åbne kanaler, mens en anden del strømmer langsommere gennem mindre kanaler/porer i affaldsmatricen. Det hurtigst strømmende perkolat vil ikke kunne nå at optage så høje stofkoncentrationer fra affaldet som det langsommere strømmende perkolat, hvor der ofte for en række stoffer vil være kemisk ligevægt mellem væske og faststof.

Erfaringerne med langtidsudviklingen af kildestyrken fra forskellige typer deponeringsanlæg og forskellige affaldstyper er meget sparsomme, dels fordi deponeringsanlæg med perkolatopsamling og karakterisering af affald og perkolat kun har været påkrævet i en kortere årrække sammenlignet med levetiden af et deponeringsanlæg, dels fordi både indretning og drift af deponeringsanlæggene og sammensætningen af affaldet har ændret sig betydeligt i løbet af denne årrække. Endvidere har de data, som man i henhold til godkendelserne har skullet indsamle, generelt ikke været målrettet mod en beskrivelse af langtidsudviklingen af kildestyrken. Estimer af den fremtidige mængde og kvalitet af perkolatet fra et givet deponeringsanlæg må derfor i væsentligt omfang baseres på underbyggede beregninger og fremskrivninger/ekstrapolationer samt modelberegninger, hvor eksisterende, stedspecifikke data og teoretiske overvejelser baseret på forskningsresultater udnyttes optimalt og om muligt verificeres lokalt. I det følgende diskuteres de væsentligste kilder til stedspecifikke data for henholdsvis perkolsammensætning som funktion af L/S eller tid og til data for perkolat-mængden som funktion af tiden.

6.3.2 Data til beskrivelse af perkolatsammensætningen som funktion af L/S eller tiden

Data, som kan bidrage til beskrivelsen af sammensætningen af perkolatet fra en deponeringsenhed som funktion af L/S eller tiden, kan stort set opdeles som følger:

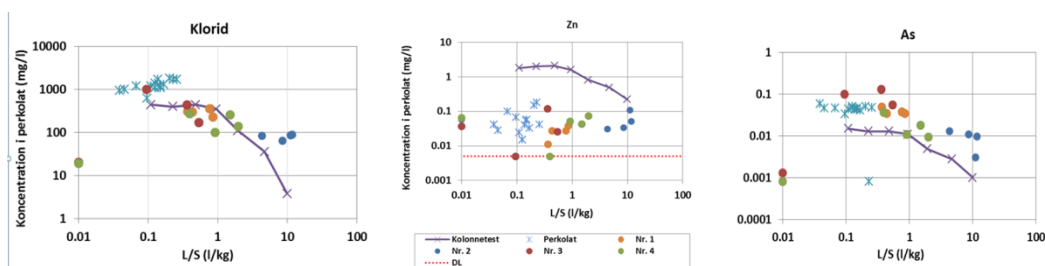
- A. Data fra kolonne-, batch og pH-statiske udvaskningstest fra karakteriserings- og overensstemmelsestestning af det deponerede affald samt data fra forsknings- og udviklingsprojekter;
- B. Data fra den rutinemæssige monitoring af kvaliteten (og mængden) af perkolatet fra deponeringsenheden samt oplysninger om historie, opbygning, drift, osv.
- C. Gennemførelse af undersøgelser af deponeringsenheden med specifikt sigte på beskrivelse af perkolatkvalitet, infiltration af nedbør, de fysiske og kemiske forhold i deponeringsenheden og udvaskningsegenskaberne af det deponerede affald på undersøgelsestidspunktet.

En beskrivelse af det eller de scenarier, som bør ligge til grund for beskrivelsen eller modelleringen af stoffluxen $M(t)$ eller $M(L/S)$, forudsætter desuden at der fremskaffes en række oplysninger om deponeringsenhedens historie, indretning og drift, og om typen og karakteren af det deponerede affald og dets placering i deponeringsenheden.

Ad A: Data fra kolonne-, batch og pH-statiske udvaskningstest fra karakteriserings- og overensstemmelsestestning af det deponerede affald vil som hovedregel kun foreligge fra perioden efter at Bekendtgørelse nr. 252 af 31. marts 2009 om deponeringsanlæg trådte i kraft den 2. april 2009, og da kun for affald godkendt til modtagelse på deponeringsenheder for inert og farligt affald samt i meget begrænset omfang for mineralsk affald (som indtil videre er undtaget for krav om testning). Der er ikke krav om testning af blandet affald. Figur 6-1 viser for et enkelt stof (M_0) eksempler på, hvordan resultater af disse tests kan præsenteres som funktion af L/S og pH, og ligning (6.5) viser, hvorledes L/S-skalaen kan transformeres til en tidsskala for et givet deponeringsanlæg.

I det omfang blandet affald indeholder væsentlige mængder bionedbrydeligt materiale kan det være vanskeligt at fortolke accelererede laboratorieudvaskningstests som de nævnte, fordi disse ikke i væsentligt omfang tillader biologiske processer at forløbe og ikke i fuldt omfang inddrager effekterne af biologiske processer i fortolkningen af resultaterne. Nedbrydning af organisk stof i deponeret affald kan give anledning til ændringer i blandt andet pH og redox-potentiale, som ikke eller kun i begrænset omfang ses i laboratorieforsøgene. Begge dele kan have stor indflydelse på udvaskningsforløbet for en række stoffer i deponeringsanlægget og må tages i betragtning i forbindelse med beskrivelsen af kildestyrken. Figur 6-2 illustrerer nødvendigheden af at inddrage de observerede og forventede fysisk-kemiske forhold i det deponerede affald i fortolkningen, hvis man anvender resultaterne af karakteriseringstests udført på det deponerede affald som (en del af) grundlaget for estimering af kildestyrken. I dette tilfælde er der blandt andet udført en kolonneudvaskningstest på shredderaffald, som er modtaget på en deponeringsenhed. Resultaterne

heraf er sammenlignet med ca. 3 års analyseresultater fra den rutinemæssige perkolatkontrol for enheden og analyseresultater for perkolat fra forsøg med forceret udvaskning opsamlet i forsøgsceller placeret i deponeringsenheden.



FIGUR 6-2
Resultater af kolonnetest på shredderaffald, rutinemæssige analyser af perkolat og perkolat fra forsøgsceller (Nr. 1, 2, 3 og 4) i en deponeringsenhed for shredderaffald (Hansen et al., 2011).

Som det fremgår, følges udvaskningen af klorid, som ikke påvirkes af pH og redoxpotentiale, pænt ad i alle tilfælde, og laboratorieudvaskningstesten kan derfor forventes at give en rimelig beskrivelse af, hvordan udviklingen af kloridkoncentrationen i perkolatet vil være. I de nedre dele af det deponerede shredderaffald er der reducerende forhold, og en stor del af Zn-indholdet er derfor udfældet som zinksulfid i deponeringsenheden, hvorfor laboratorietesten under de nuværende forhold vil overestimere udvaskningen af Zn. Omvendt forholder det sig med As, som under reducerende forhold synes at blive mobiliseret, muligvis som HAsO_4^{2-} , og udvaskningen af As kan derfor blive underestimeret ved anvendelse af laboratorieudvaskningsdata.

Ældre deponeringsanlæg, fra før deponering af ”forbrændingsegnet” affald (og dermed husholdningsaffald) i 1997 blev forbudt i Danmark, kan indeholde eller have indeholdt betydelige mængder biologisk nedbrydeligt affald, mens deponeringsanlæg efter dette tidspunkt i højere grad burde indeholde affald af mere uorganisk karakter. Undersøgelser har vist, at deponeret husholdningsaffald med tiden (måske 500 – 1000 år) gennem nedbrydning bevæger sig mod en tilstand, som deponeret mineralisk affald som for eksempel restprodukter fra affaldsforbrænding opnår på mindre end 20 år (van der Sloot et al.). Størstedelen af den eksisterende litteratur om perkolat fra deponeringsanlæg omhandler deponeret husholdningsaffald, og det anføres af Beaven et al. (2014), at det i forbindelse med ”flushing” vil kræve en gennemstrømning af affaldet med vand svarende til $L/S = 2 - 3$ l/kg at bringe indholdet af $\text{NH}_4\text{-N}$, COD og klorid ned på et niveau, som er acceptabelt i omgivelserne, mens det for opløselighedskontrollerede stoffer kan være nødvendigt med en langt større vandgennemstrømning.

For deponeringsanlæg, som indeholder forholdsvis ensartede affaldstyper, som er velbeskrevne, og for hvilke der foreligger undersøgelser og generelle data vedrørende stofudvaskningen og egenskaberne i øvrigt, vil indsamling af sådanne data være et godt udgangspunkt, som så må udbygges med stedspecifik og affaldsspecifik information.

Ad B: Alle deponeringsanlæg skal i henhold til BEK 1049/2013 og deres godkendelse regelmæssigt opsamle og rapportere oplysninger om perkolatmængder, perkolatkvalitet samt meteorologiske data. I driftsfasen skal der udtages perkolatprøver til kemisk analyse for et rutineprogram 3 gange årligt og et udvidet program 1 gang årligt. I efterbehandlingsperioden er denne frekvens halveret. Perkolatmængden skal måles og registreres ugentligt. I driftsperioden skal der endvidere måles eller indhentes oplysninger om daglige nedbørmængder og temperaturer mv., mens disse i efterbehandlingsperioden skal rapporteres på månedsbasis. Såvel måling af perkolatmængder som udtagning af prøver til kemisk analyse skal foretages separat for de enkelte deponeringsenheder. For mange deponeringsanlæg og -enheder etableret før 2001 kan dette ikke lade sig gøre, fordi afløbene fra drænsystemerne fra flere eller alle deponeringsenheder er samlet, og der ikke findes målebrønde ved de enkelte enheder. Når måling af perkolatmængder og perkolatsammensætning

fra forskellige klasser af deponeringsenheder sker samlet, reducerer det kraftigt anvendeligheden af dataene til estimering af den fremtidige kildestyrke fra anlæg og enheder.

Udgangspunktet for analyseprogrammet har siden 2001 været Tabel 2.3 i Bilag 2 til BEK 1049/2013, dvs. klorid, fluorid, sulfat, NVOC, benzen, toluen, xylener og ethylbenzen, kulbrinter, PAH (sum af 4), phenoler, As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se og Zn. Elektrisk ledningsevne og den meget vigtige parameter pH er faktisk ikke nævnt i BEK 1049/2013, men indgår i langt de fleste godkendte monitoringsprogrammer. Analyseprogrammerne fra de forskellige danske deponeringsanlæg bærer stærkt præg af den decentrale godkendelsesprocedure og varierer ganske betydeligt fra anlæg til anlæg. Dette understreges af en undersøgelse af perkolatanalyser fra 11 danske deponeringsanlæg/enheder for perioden 1990 – 2008, der har vist, at de følgende i parentes anførte antal anlæg/enheder målte/måler de angivne parametre (Andersson et al., 2011): Temperatur (3), pH (8), ledningsevne (10), COD (9), BOD (9), tørstof (8), suspenderet tørstof (2), NH₄-N (7), NH₃+NH₄-N filtr. (2), total-N (7), total-P (6), klorid (10), sulfat (8), HS⁻ (4), Na (3), Ca (3), Fe (6), K (2), Mg (1), Mn (3), AOX (3), NVOC (7), TOC (3), kulbrinter (5), olie (6), phenoler (5), klorphenoler (6), Al (2), As (2), Cd (9), Co (2), Cr (8), Cu (8), Hg (6), Ni (8), Pb (7) og Zn (6). Derudover forelå der yderligere et antal parametre, som er blevet målt mindre hyppigt.

En medvirkende årsag til, at eksisterende perkolatmonitoringsdata ofte har en begrænset kvalitet set i relation til at kunne bidrage til bestemmelse af den aktuelle og estimering af den fremtidige kildestyrke fra deponeringsenheder er, at dette aldrig har været formålet med monitoringen. Formålet har været beskyttelse af det omgivende miljø og de rensningsanlæg, som perkolatet som regel udledes til efter opsamling. Endvidere afhænger betalingen for rensningen ofte delvis af perkolatets indhold af visse stoffer/stofgrupper, herunder BOD. Kravene om udarbejdelse af vandbalancer er i til en vis grad baseret på en (næppe realistisk) formodning om, at disse kan bidrage til at afsløre eventuelle utilsigtede udsivninger af perkolat fra en deponeringsenhed. Det er desuden problematisk, at perkolat fra forskellige enheder ofte ledes sammen, inden prøverne udtages, og inden perkolatmængderne opgøres. Især for ældre deponeringsenheder er det ofte vanskeligt at få sammenhængende data for perkolat kvalitet og perkolatmængder, hvilket er nødvendigt, hvis stofudvaskningen fra det deponerede affald i en enhed skal beskrives som funktion af L/S. Perkolatmængderne må i så fald ofte estimeres på baggrund af senere målte perkolatmængder, viden om overdækningens karakter og antagelser vedrørende infiltrationen af nedbør. Såfremt monitoringsdata ønskes anvendt til beskrivelse af de kemiske forhold i det deponerede affald og eventuelt til speciering ved hjælp af hydrogeokemisk ligevægtsmodellering, er det vigtigt, at perkolatprøverne udtages på en sådan måde, at de er repræsentative for forholdene inde i deponeringsanlægget (og f.eks. ikke har stået eksponeret til atmosfæren i en opsamlingsbrønd). Visse målinger bør foretages på stedet (pH og redoxpotentiale), og prøverne skal beskyttes mod eksterne påvirkninger, indtil de er analyseret. I den sammenhæng kan det også være problematisk, hvis perkolatprøverne indeholder suspenderet stof, som analyseres sammen med vandfasen. En sammenligning mellem analyseresultater for filtrerede og ikke-filtrerede perkolatprøver på AV Miljø viste, at især pH, total-P, Al, Cd, Cu, Fe, Pb og Zn påvirkedes af filtrering (Andersson et al., 2011). Endelig forudsætter anvendelsen til hydrogeokemisk ligevægtsmodellering, at der ikke blot måles indhold af stoffer, der betragtes som potentielle forureningstrusler, men også at der måles for de hovedkomponenter i perkolatet, som er styrende for kemien (f.eks. Al, Ca, Mg, Na, K, Ti, Si, HCO₃⁻, mv., se nedenfor).

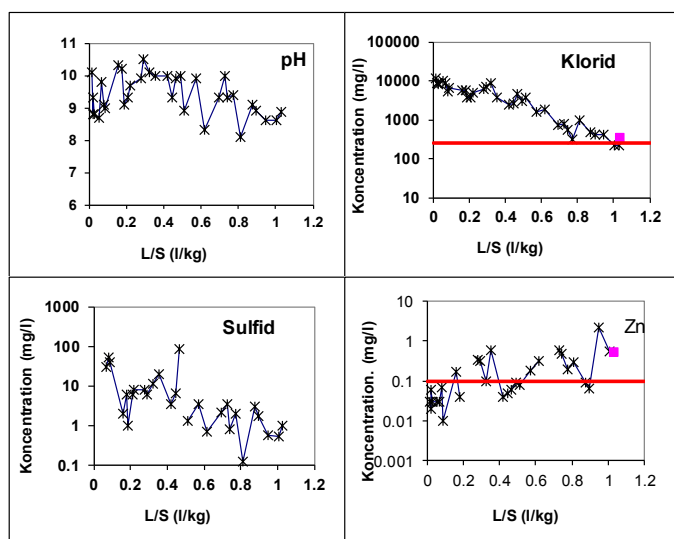
Perkolat kvaliteten som funktion af tiden vil afspejle stofudvaskningen fra affaldet, men også graden af præferentielt flow, som i den umættede del af affaldet vil kunne efterlade ikke-udvaskede områder, og medføre en hurtigere reduktion i stofkoncentrationerne i perkolatet, end man ville forvente, hvis hele affaldsmængden blev jævnt gennemstrømmet.

Ikke mindst på grund af de generelt mangelfulde oplysninger om perkolatsammensætning, perkolatmængder og det deponerede affald, men også fordi der med tiden kan ske forandringer

(f.eks. af pH, redoxpotentiale og strømningsforhold), som kan ændre de fysisk-kemiske forhold, vandbalancerne og stofudvaskningen, således at en simpel direkte ekstrapolation på basis af en tidsserie af perkolatmoniteringsdata sjældent er mulig og, hvis den er mulig, næppe vil give et korrekt resultat.

Figur 6-2 viste, hvorledes forskellige stoffer påvirkes forskelligt af ændringer i f.eks. redox-forholdene i det deponerede affald. Det der derfor vigtigt at inddrage vurderinger af, hvorledes redox-forholdene, pH og perkolatniveau, strømningsforhold og vandmætningsgrad kan tænkes at ændres sig med tiden, specielt efter afslutningen af efterbehandlingen, når der indtræder en ny hydraulisk ligevægt.

Figur 6-3 viser et eksempel på monitoringsdata opsamlet over ca. 30 år fra en deponeringsenhed, hvor det har været muligt at få samørende værdier af perkolatmængder og perkolatsammensætning. Det ses af Figur 6-3, som er baseret på data fra slagger og flyvaske fra affaldsforbrænding deponeret i Vestskoven, at det oprindeligt stærkt alkaliske affald gradvis er blevet karboniseret, hvorved pH er faldet. Samtidig er den biologiske omsætning af restindholdet af organisk materiale ophørt, hvorved redoxpotentialet er steget, og koncentrationen af sulfid er faldet. Dette har påvirket opløselighedsforholdene for Zn, som er blevet mere opløseligt, hvilket har givet anledning til en stigning i koncentrationen af Zn over tiden, mens koncentrationen af klorid, som ikke påvirkes af pH og redoxpotentialet, er faldet som følge af den konstante udvaskning. Fortsat monitoring samt en nøjere, modelbaseret vurdering af den fremtidige udvaskning af Zn (og af bl.a. Cu, Ni og Pb, som udviser samme tendens som Zn) vil være nødvendig forud for en eventuel beslutning om afbrydelse af efterbehandlingen.



FIGUR 6-3
Perkolatkvalitet som funktion af L/S fra en deponeringsenhed indeholdende slagger og flyvaske fra affaldsforbrænding, opsamlet over en periode på ca. 30 år (Hjelmar og Hansen, 2005)

Der er således behov for mere viden på dette område, f.eks. gennem målrettet forskning og bedre planlægning og udnyttelse monitoringsdata.

Det må stærkt anbefales, at de eksisterende monitoringsprogrammer og løbende registreringer på deponeringsanlæg både i drifts- og efterbehandlingsfasen gennemgås og opdateres med henblik på at tilvejebringe oplysninger og data, som vil være nødvendige i forbindelse med vurderinger af, om og hvornår efterbehandlingen vil kunne afbrydes. Det kan være særdeles hensigtsmæssigt og på længere sigt en økonomisk fordel for et deponeringsanlæg så tidligt som muligt at udbygge

moniterings- og registreringsprogrammerne med dette formål, også selv om de derved måtte blive mere omfattende end de programmer, som er foreskrevet i BEK 1049/2013 og de relevante godkendelser.

Af hensyn til mulighederne for i fremtiden at beskrive og modellere kildestyrken fra et deponeringsanlæg/en deponeringsenhed anbefales det, at analyseprogrammet tilpasses, således at der mindst én gang om året analyseres for følgende parametre: **pH, ledningsevne, redox-potentiale**, klorid, fluorid, sulfat, **HCO₃⁻**, NVOC/DOC, benzen, toluen, xylener og ethylbenzen, kulbrinter, PAH (sum af 4), phenoler, **Al, Si, Ca, Mg, Ti, Fe, Mn, Na, K**, As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, **V** og Zn. De parametre, som er fremhævet med fed skrift, indgår ikke i Tabel 2.3 i BEK 1049/2013. Disse parametre bør i fornødent omfang suppleres med andre stoffer/stofgrupper, såfremt disse vides at kunne forekomme i perkolatet og at kunne udgøre en risiko mod miljøet. Om muligt ville det være hensigtsmæssigt at udføre analyserne for klorid, fluorid, sulfat, DOC, Al, Si, Ca, Mg, Ti, Fe, Mn, Na, K, As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V og Zn både før og efter filtrering, i hvert fald et par gange.

En række oplysninger om perkolatmængder og perkolat kvalitet samt øvrige oplysninger fra monitoringsprogrammer mv., som kan udnyttes og medvirke til at muliggøre/forbedre en beskrivelse og fremskrivning af kildestyrken fra et deponeringsanlæg er beskrevet i Tabel 6-6. Derudover ønskes informationer om alle relevante undersøgelser og projekter, der gennem tiderne måtte være foretaget i relation til deponeringsanlægget.

TABEL 6-6

Ønskeliste vedrørende monitoringsdata mv. fra deponeringsanlæg som input til estimering af efterbehandlingstiden.

Perkolatdata og anden information ønskes i videst muligt omfang fra enkeltceller eller enkeltenheder med separate måle- og prøvetagningspunkter. Under alle omstændigheder ønskes data henført til de relevante deponeringsafsnit og deponeringsperioder.

Der ønskes en generel historisk beskrivelse af udviklingen af deponeringsanlægget fra start til nu, understøttet af kortskitser, miljøansøgninger, godkendelser, risikovurderinger og geologiske undersøgelser. Desuden ønskes følgende mere specificerede oplysninger:

Indretning (per afsnit/enhed/celle)

- Overfladeareal (både ved toppen og ved bund/bundmembran, hvis de afviger væsentligt fra hinanden)
- Gennemsnitlig højde
- Type af bundmembran (eventuelle detaljer vedlægges)
- Type af toptildækning (eventuelle detaljer vedlægges)
- Indretning af drænsystemer for perkolat
- Indretning og placering af prøvetagningspunkter og målepunkter for perkolat
- Indretning og placering af systemer til opsamling og forbrænding/anvendelse af gas
- Indretning og placering af overfladedræn

Drift

- Perioder, hvor affaldet blev deponeret (fordelt på celler/enheder/afsnit og hovedtyper af affald)
- Deponeringsmetode(r) (vertikalt (bagtipning), horisontalt i lag (ca. tykkelse), daglig afdækning – med hvad?, kompaktering, mv.)
- De perioder/tidspunkter, hvor opfyldte afsnit/enheder blev overdækket

Affaldet (per afsnit/enhed/celle)

- Typer af affald modtaget/deponeret
- Årlige mængder af hver type affald deponeret i driftsperioden (i tons og/eller m³)
- Al tilgængelig information, der måtte foreligge, om affaldets fysiske og kemiske egenskaber, herunder stofindhold og stofudvaskning
- Oprindelsen af affaldet (specielt hvis alt eller en stor del af affaldet blev produceret af samme firma/institution)

Perkolatmængder/vandbalancer (per afsnit/enhed/celle)

- Mængden af produceret/opsamlet perkolat som funktion af tiden (f.eks. på månedsbasis (foretrukket) eller årlige mængder over hele anlæggets/enhedens livsforløb) – angiv grundlag for opgørelsen
- Månedlige (foretrukket) eller årlige data for lokal nedbør og temperatur (det bør indikeres, om dataene er

målt på anlægget eller indsamlet fra DMI eller andre)

- Informationer om observerede eller mistænkte udslip eller andre utilsigtede hændelser, der kan påvirke perkolatdannelsen eller –mængden
- Informationer om alle vandstrømme, der monitoreres på deponeringsområdet
- Informationer om alle vandbalanceberegninger, der måtte være foretaget for deponeringsområdet
- Informationer om, hvorledes opsamlet perkolat bortskaffes

Perkolatkvalitet (per afsnit/enhed/celle)

- Prøvetagningsstedet og dets indretning
- Prøvetagningsmetode (forpumpning, stikprøve, flowproportionalt, mv.)
- Dato for hver prøvetagning
- Forbehandling af udtagne perkolatprøver (filtrering/ikke filtrering, målinger på stedet, mv.)
- Hvem udfører prøvetagningen?
- Hvilket laboratorium udfører de kemiske analyser?
- Perkolatanalyser og de anvendte analysemetoder (se også forslag til grundprogram)
- Perkolattemperaturen

Gasproduktion (per afsnit/enhed/celle)

- Opsamlet gasmængde per måned eller år
- Eventuelle analyser af gassens sammensætning
- Håndteringen af gassen efter opsamling

Ad C: For deponeringsenheder, for hvilke det ikke er muligt at opsamle perkolatet separat, for hvilke der ikke på anden måde foreligger tilstrækkelige oplysninger, eller for hvilke, der er behov for verificering af de eksisterende oplysninger (dette kunne i princippet være alle deponeringsanlæg), må informationer om perkolatets kvalitet indsamles på anden vis, for eksempel gennem prøvetagning fra et antal borer etableret i deponeringsenheden, således at der kan udtages perkolat prøver fra drænsystemet. Disse borer kan samtidig anvendes til monitorering af perkolathøjden i enheden på forskellige tidspunkter i forløbet, herunder også når ”badekarseffekten” sætter ind. Monitoreringen af perkolatkvaliteten bør på tidspunktet for gennemførelsen af en vurdering af muligheden for at afbryde efterbehandlingen understøttes af udvaskningstests foretaget på prøver af affald udtaget forskellige steder og i forskellige dybder på deponeringsenheden. Sådanne tests kan udføres under forskellige redox-forhold, med henblik på at undersøge effekten af eventuelle fremtidige ændringer af disse i det deponerede affald.

Hvis en standsning af perkolatoppumpningen medfører en forøgelse af perkolatniveauet i det deponerede affald, når der indtræffer hydraulisk ligevægt, må det forventes, at stofkoncentrationerne i perkolatet vil øges, for derefter gradvis at aftage igen i takt med gennemstrømningen.

Hvis man derfor på et tidspunkt under efterbehandlingen på grundlag af indsamlede og målte data vedrørende perkolatkvalitet og perkolatmængder samt øvrige indsamlede informationer har frembragt et troværdigt estimat for kildestyrken som funktion af tiden, og med denne som input til en stoftransportmodel kan konstatere, at vandkvalitetskriterierne ved POC kan forventes overholdt, også fremover, kan man standse oppumpningen af perkolat, men fortsætte monitoreringen af perkolatkvalitet og -mængde, f.eks. gennem observationsboringer ned i affaldet til måling af perkolatniveauet og til udtagning af perkolatprøver. Man kan eventuelt indledningsvis teste forholdene ved at pumpe rent vand ind i drænsystemet og følge stigningen i perkolatniveauet, indtil det er konstant. Dette kan, hvis det ikke på forhånd er klart ud fra beskrivelsen af anlægget og den omgivende geologi, give informationer om, hvilken vej perkolatet kan forventes at ville løbe ud, når efterbehandlingen standses. Observationerne kan bl.a. anvendes til at vurdere, om det senere vil være nødvendigt eller hensigtsmæssigt at forsøge at skabe nye ”udgange” for perkolatet, f.eks. ved at gennembore bundmembranen forskellige steder.

Når der er opnået hydraulisk ligevægt i deponeringsenheden, bør perkolatkvaliteten monitoreres over en periode på måske op til 5 – 10 år, før det endeligt vurderes, om efterbehandlingsperioden kan afsluttes. Så længe, der ikke oppumpes perkolat, vil det formentlig være vanskeligt at monitorere

perkolatmængden, men i denne periode kan man f.eks. anvende erfaringsdata fra de forudgående 5 – 10 år. Hvis perkolatkvaliteten efter opnåelsen af hydraulisk ligevægt forbliver på et niveau, som ifølge de tidligere beregninger tillader afslutning af efterbehandlingen, så er det ikke nødvendigt at bortpumpe perkolat, men både perkolatkvalitet og grundvands-/overfladevandskvalitet monitoreres fortsat (sidstnævnte specielt for kontrolpunkter tæt på deponeringsenheden) mindst hvert halve år. Hvis stofkoncentrationsniveauet på et tidspunkt stiger over de beregnede, tilladte niveauer, så må perkolattoppumpningen genoptages, dog således at perkolatniveauet i affaldet forbliver omtrentligt på en højde svarende til den hydrauliske ligevægt. Denne bortpumpning fortsættes, indtil en ny vurdering viser, at kriterierne for afslutning af efterbehandling er overholdt – denne gang med ”badekarseffekten” inkluderet.

6.3.3 Data til bestemmelse af perkolatmængden

Både i driftsfasen og efterbehandlingsfasen vil de monitoringsdata for perkolatproduktionen og de vandbalancer, som deponeringsanlæggene, der er godkendt i henhold til BEK 252/2001, BEK 719/2009 og BEK 1049/2013, skal udarbejde udgøre et godt udgangspunkt for estimering af $Q(t)$ i ligning (6.1). Det forekommer rimeligt at basere den fremtidige perkolatproduktion frem til afslutningen af efterbehandlingen på den perkolatproduktion, som måles i efterbehandlingsperioden som som gennemsnit over en årrække, såfremt den er nogenlunde konstant set i relation til nedbøren fra år til år, og såfremt væsentlige udsivninger gennem utætheder i bund og sider kan udelukkes. I så fald vil $Q(t)$ fremadrettet kunne regnes som konstant over tiden (med mindre der sker drastiske klimatiske ændringer). For ældre deponeringsanlæg, anlæg hvor udslip ikke kan udelukkes og anlæg, hvor der ikke findes opgørelser over perkolatmængderne, eller hvor disse ikke kan henføres til specifikke afsnit eller enheder, kan generelle nedbørsinformationer målt på stedet eller indhentet fra DMI eventuelt anvendes sammen med informationer om overdækningens karakter til at estimere $Q(t)$. Mere sofistikerede metoder til beregning og estimering af infiltration og evapotranspiration og dermed perkolatproduktionen kan bl.a. baseres på lysimeterforsøg og måling af jordfugtighed (f.eks. ved hjælp af time domain reflectometry, TDR) og ”grønhed” af vegetationen sammenholdt med klimatiske data. Sådanne målinger er f.eks. udført på Odense Nords afsluttede deponeringsanlæg på Stige Ø, som pt. er i efterbehandlingsfasen (Schelde og Thomsen, 2013). Se i øvrigt også Tabel 6-6.

6.4 Muligheder for påvirkning af kildestyrken

Som beskrevet i de foregående afsnit vil kildestyrken kunne påvirkes af en lang række forhold, hvoraf nogle for et givet deponeringsanlæg vil være fastlagt allerede efter etableringen af anlægget (f.eks. placering, indretning, dimensioner, membraner, drænsystemer), mens andre kan påvirkes/styres i driftsfasen (f.eks. modtagne affaldstyper, forbehandling af affald, blanding/separering af forskellige affaldstyper, opfyldningsmetode og –takt, kompaktering, afdækning, fyldhøjde, recirkulering af perkolat og tilførsel af rent vand). Endelig vil enkelte forhold under afslutningen af driftsfasen og i efterbehandlingsperioden fortsat kunne påvirkes (tætheden af overdækningen, recirkulering af perkolat, tilførsel af rent vand eller tilledning af overfladeafstrømmet vand til overdækningen af deponeringsenheden). Det er fra flere sider foreslået at lade en eventuel anaerob fase i et deponi, som har et vist indhold af organisk, nedbrydeligt materiale efterfølge af en beluftsingsfase, hvorved omsætningen accelereres. Som det er beskrevet i afsnit 6.1 og Bilag 2, giver heterogeniteten (den uens partikelstørrelse og sammensætning) af mange affaldstyper ofte anledning til en meget uensartet gennemstrømning og udvaskning af det deponerede affald med perkolerende nedbør. Denne effekt kunne tænkes reduceret og udvaskningen fremskyndet, hvis shreddning og blanding indgik i forbehandlingen af denne type affald. Det er dog også blevet påpeget (Beaven, 2014), at netop uensartetheden (i hvert fald for husholdningsaffald) måske kan give anledning til ”dual porosity”-flow, hvorved udvaskningen udstrækkes over længere tid og fluxen reduceres, muligvis til et acceptabelt niveau (hvor det så skal sandsynliggøres, at denne effekt er vedvarende).

Det bemærkes i øvrigt, at Danmark som et af de eneste lande i verden foreskriver en overdækning af deponeringsanlæg, som tillader en betydelig infiltration, således at mest muligt stof kan udvaskes og stabiliseres/fjernes, mens perkolatopsamlingssystemet stadig kan forventes at fungere. Der åbnes dog mulighed for på et senere tidspunkt (f.eks. ved afslutningen af efterbehandlingsperioden) at foretage en yderligere afdækning, som reducerer perkolatproduktionen.

7. Stoftransporten

I dette afsnit diskuteres, hvorledes stoftransporten fra kilden (deponeringsanlægget) til point of compliance (POC) kan estimeres/beregnes, og hvilke faktorer, der kan have indflydelse på stoftransporten i den umættede zone og grundvandszonen. Både konceptuelle og mere konkrete strømnings- og stoftransportmodeller og deres forudsætninger, styrker og svagheder samt det nødvendige datagrundlag diskuteres. Også de usikkerheder, som er forbundet med estimering/beregning af stoftransporten diskuteres.

Efterbehandlingen sker med henblik på, at perkolatkildestyrken, dvs. fluxen af potentielt skadelige stoffer ud af deponeringsanlægget, skal reduceres til et acceptabelt niveau. En beskrivelse af stoftransporten som funktion af tiden vil derfor skulle tage udgangspunkt i en kildestyrke, som er variabel (helst faldende) som funktion af tiden. God praksis i hydrologisk modellering (Refsgaard et al. 2010) beskriver en konceptuel model (også kaldt en hydrogeologisk tolkningsmodel) som "en tolkning eller arbejdsbeskrivelse af karakteristika og dynamik i det fysiske system". En hydrologisk model er en sted-specifik numerisk model indeholdende konkrete inputdata og modelparametre tilpasset et område, f.eks. et grundvandsmagasin nedstrøms et deponeringsanlæg. Konceptuel model og hydrologisk model er nøglebegreber for vurdering af vandbalance, kildestyrke og transport i umættet og mættet zone. I Box 7.1 er givet nogle argumenter for at anvende hydrologisk modellering i forbindelse med deponeringsanlæg.

Som nævnt skelnes der mellem simpel og stedspecifik stoftransportvurdering. I begge tilfælde anvendes:

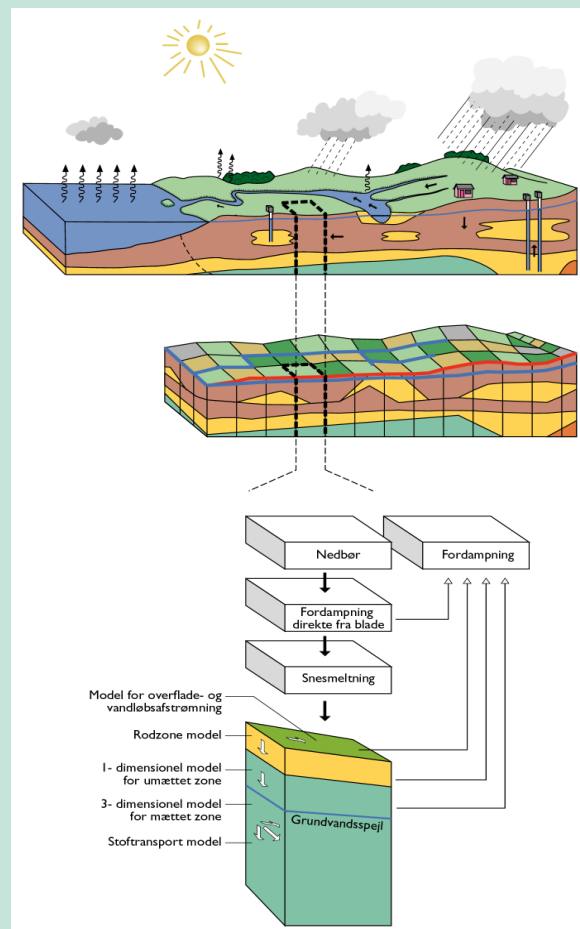
- En numerisk stoftransportmodel (advektion/dispersion, AD), som omfatter både den umættede og mættede zone med en variabel kildestyrke som input og med stofretention. Parametre, der indgår, baseres i den simple beregning på generelle parametre og antagelser vedr. geologien. I den stedspecifikke vurdering indgår umiddelbart tilgængelige stedspecifikke informationer om lokaliteten, dvs. en stedspecifik geologisk model, med parameterverdier jf. feltmålinger og undersøgelser (stoftransportmodellen testes i forhold til evt. monitoringsdata nedstrøms deponeringsanlægget, f.eks. indsamlet ved POC).
- En numerisk 3D strømningsmodel (dækkende den umættede zone (unsaturated zone, UZ), den mættede zone (saturated zone, SZ) og overfladestrømning (overland flow, OL)) som i den simple vurdering er baseret på generelle parametre (det vil sige modellen er ikke kalibreret og valideret), mens den i det stedspecifikke tilfælde er baseret på en nærmere 3D tolkning af geologi og hydrogeologi og strømnings og transportforhold ud fra stedspecifikke parametre (det vil sige strømningsmodellen er kalibreret og valideret for området).

I faktaboksen på næste side er elementerne i modelanvendelsen skitseret i forbindelse med deponeringsanlæg.

Grunde til at anvende hydrologiske modeller i forbindelse med deponeringsanlæg (figur fra Århus Amt)

Hvorfor benytte hydrologisk modellering i forbindelse med deponeringsanlæg?

- Der lægges op til to vurderingsniveauer, dels modelberegninger ud fra generelle parametre og konceptualisering for stoftransportvurderingen (simpel vurdering), og dels beregninger ud fra stedspecifikke data og faktiske hydrogeologisk 3D-tolkning af umættet og mættet zone stoftransporten (stedspecifik vurdering).
- Med henblik på integration af data (opsamlet perkolat, geometri, hydrogeologi og parameterværdier, monitoring af koncentrationer eller stofflux i POC osv.), ved stedspecifik vurdering
- For at kunne lave forudsigelser af stofflux og koncentrationer nedstrøm deponerings-anlæg og til POC med input i form af tidsligt varierende kildestyrke, og under hensyn til spredning og stofretention i mættet og umættet zone, med henblik på vurdering af overgang fra aktiv til passiv fase (simpel og/eller stedspecifik vurdering)
- Hvor kildestyrkevurderingen ved en simpel vurdering resulterer i overskridelse af koncentrationskrav, er det nødvendigt med en stedspecifik vurdering ud fra tilgængelige hydrogeologiske data og parametre for lokaliteten, evt. suppleret med feltmålinger, kan belyse koncentrationer og stofflux ved POC i grundvand og evt. til overfladevand
- Mulighed for integreret vurdering af belastning fra mange forskellige punktkilder til grundvand og overfladevand, og for vurdering af fx ændret vandindvinding og klimaeffekter på forureningsspredning til POC og belastning af overfladevand (simpel og/eller stedspecifik vurdering).



I

Tabel 7-1 er skitseret de stoftransportmodeller, der anvendes ved deponeringsanlæg, ligesom en række øvrige anvendelser af hydrologiske modeller er anført til sammenligning. Tabellen gør rede for ambitionsniveau (jf. simpel vurdering og stedspecifik vurdering), modeltype og typisk diskretisering.

AD betegner advektion – dispersion, dvs. en eulersk stoftransportmodel (alternativet kan være en lagrangsk beskrivelse ved hjælp af partikelbanesimulering, som dog ikke kan

anbefales til vurderingen af stoftransport fra deponeringsanlæg). Advektion afhænger af hydraulisk ledningsevne, gradient og effektiv porøsitet og er et udtryk for nedsivningshastighed eller transporthastighed. Dispersion afhænger af dispersiviteter i forskellige retninger, eller indbyrdes størrelsesforhold og er et udtryk for opblending).

TABEL 7-1
Modeloversigt modificeret efter Refsgaard et al. (2010).

| Formål (opgavetype) | Ambitions-niveau | Modeltype | Typisk diskretisering | Kommentarer |
|---|------------------------|--|-----------------------|--|
| At teste geologisk model | Svag test | Stationær grundvandsmodel | 200-500 m | Kræver ekstra datakilder som f.eks. koncentrationer af CFC/tracere |
| | Stærk test | Dynamisk integreret model | 200-500 m | |
| At beskrive stoftransport ved deponeringsanlæg | Simpel vurdering | Dynamisk integreret model for umættet og mættet zone + dynamisk AD | 1 – 20 m | Modellen er baseret på generelle parametre og antagelser vedr. hydrogeologi (kalibrering ikke nødvendig) |
| | Stedspecifik vurdering | Dynamisk integreret model for overland-flow, umættet zone og mættet zone+ AD | 1 – 20 m | Modellen er baseret på stedspecifikke parametre og antagelser vedr. hydrogeologi (test i forhold til monitoring ved POC nødvendig) |

Stedspecifik vurdering kan eventuelt indbefatte inddragelse af supplerende stoftransportprocesser som for eksempel:

- Sorption (af stoffer i porevandet til matrix, der dermed reducerer hastigheden på stofudbredelsen)
- Nedbrydning (biotransformation, f.eks. halveringstider)
- Reaktiv modellering (f.eks. med inddragelse af pH- og redox-forhold, ionbytning mv. Bennett (2002); Appelo and Postma (2005); Bethke (2008)).

Som det fremgår af

Tabel 7-2, så kan inddragelsen af stedspecifikke parametre og heterogenitet medfører et større krav til diskretisering, ligesom det øgede datakrav måske ikke vil kunne imødekommes alene ud fra eksisterende data. Behov for indsamling af nye data med henblik på forbedret kalibrering og validering af såvel strømnings- som stoftransportmodel kan derfor vise sig nødvendig, hvis en stedspecifik vurdering skal kunne gennemføres.

TABEL 7-2
Simpel og stedspecifik stoftransportmodellering.

| Kompleksitet sniveau | Grundlag for stoftransportvurdering | Strømningsmodel | Diskretiserings- og datakrav | Kritiske forhold |
|-------------------------------|---|---|---|---|
| Simpel vurdering | <p>Generelle parametre og antagelser om hydrogeologi og geologiske lag</p> <p>Input: tidsvarierende kildestyrke</p> | <p>3D strømningsmodel ud fra generelle parametre og antagelser (SZ, UZ og OL).</p> <p>Ingen kalibrering.</p> | <p>Fintmasket grid</p> <p>Vertikal diskretisering 1-5 m og horisontal diskretisering 10-50 m.</p> <p>Der anvendes generelle parametre og antagelser vedr. geologi.</p> | <p>Man kan ikke være sikker på at beregning efter generel vurdering dvs. parametre og antagelser vedr. geologi svarer til 'worst case', da heterogeniteten er ignoreret.</p> <p>Der bør derfor som minimum gennemføres et parametervalg og antagelse vedr. geologi svarende til "worst case" og "gennemsnit".</p> |
| Stedspecifik vurdering | <p>Stedspecifikke stoftransportparametre for umættet og mættet zone testet ud fra data ved POC</p> <p>Input: tidsvarierende kildestyrke</p> | <p>3D strømningsmodel ud fra stedspecifikke parametre og 3D tolkning af geologi og hydrogeologi.</p> <p>Kalibrering ud fra pejlinger og afstrømningsdata.</p> | <p>Fintmasket grid fx vertikal diskretisering på 1 meter og horisontal diskretisering på 1-5 m som fastlægges ud fra den stedspecifikke geologisk model og kendskabet til heterogeniteten.</p> <p>Perkolatdata, borings- og geofysikdata, pejlinger, afstrømninger og stoftransportparametre samt evt. monitoringsdata ved POC.</p> | <p>Parameterusikkerhed kan evt. inddrages ved følsomhedsanalyse eller Monte Carlo simulering; Modelstrukturusikkerhed kan baseres på et antal alternative konceptualiseringer af geologi, hydrogeologi, og antagelser vedrørende stoftransport.</p> |

I Tabel 7-3 til Tabel 7-5 ses en række forhold, som har eller kan have indflydelse på stoftransporten, opdelt på data, anvendt model og management-scenarie. En mere uddybende beskrivelse og diskussion er givet i Bilag 3.

TABEL 7-3
Oversigt over forhold vedrørende data, som vil/kan have indflydelse på stoftransporten (modificeret efter Refsgaard et al. (2010) & Henriksen et al. (2010)). Se også Bilag 3.

| Data | | |
|--|--|---|
| Kategori | Forhold der påvirkes | Kommentar |
| Geologi | Heterogenitet afgørende betydning for stoftransport | Typologi kan være nyttig. |
| Trykniveau gradient, strømningsretning, pejledata | Har afgørende betydning for strømningsforhold og stoftransport | Indsamling af pejledata (synkronpejlerunde og tidsserier værdifulde) |
| Jordtype, UZ parametre | Meget vigtigt for vandbalance | Se Stisen et al. (2012) |
| Nettonedbør, klimadata | Meget vigtigt for vandbalance | Se Stisen et al. (2012) |
| Udveksling med overfladevand | Afgørende betydning for vurdering af POC i forhold til overfladevand | Evt. udgangspunkt i GOI typologi og/eller synkron-/medianminimumsdata |

| | | |
|--|---|--|
| Hydrauliske værdier (Kx, Kz) | Afgørende betydning for partikelbaner og stoftransport | Prøvepumpningsanalyse, Slugtest/JUPITER-database |
| Vandindvinding | Afgørende betydning for lokale strømningforhold og afsækning af GVS | JUPITER-database |
| Heterogenitet, sprækker | Afgørende betydning for stoftransport | Forudsætter konkrete feltundersøgelser mv. |
| Anisotropi | Meget vigtigt for tolkning af strømningretninger og stoftransport | Kan evt. bestemmes ved radiærsymmetriske tolkninger/invers model |
| Magasinforhold (frit/artesisk) | Meget vigtigt for opblandingsforhold i øverste grundvand | JUPITER-database |
| Vertikal opblanding i magasin | Meget vigtigt for opblanding og koncentration ved POC | Kan evt. fastlægges ved niveauspecifikke prøver |
| Effektiv porøsitet | Afgørende betydning for udbredeshastighed af forurening | Effektiv porøsitet skal vurderes i forhold til konceptuel model |
| Dispersivitet (L, T, V) | Afgørende betydning for stofspredning og dermed vurdering af koncentrationer ved POC | Se Sonnenborg og Henriksen: Håndbog i Grundvandsmodellering, 2005 |
| Stoftilbageholdelse | Afgørende betydning for stoftransport | Håndteres ofte ved Kd værdier |
| Densitetsforhold | Meget vigtigt for vurdering af procesbeskrivelse, såfremt perkolatet indholder stoffer med forskellig vægtfylde | Har betydning for strømningforhold også |
| Geometri, barrierer ved depot eller ved hav (fx spunsvæg) | Meget vigtigt for udbredelse af perkolat og for stoftransport og udveksling mellem grundvand og overfladevand | Se KIMONO-rapport (2012) |
| Afstrømningsdata, drænastrømning | Vigtigt for vurdering af vandbalanceforhold | Vigtigt for oplandsmodellering |
| Dræn | Meget vigtig for modellering af strømningforhold | Vigtig for ændring fra aktiv til passiv fase, hvor perkolatopsamling ophører |

TABEL 7-4

Oversigt over forhold vedrørende modellen, som vil/kan have indflydelse på stoftransporten (modificeret efter Refsgaard et al. (2010) & Henriksen et al. (2010)). Se også Bilag 3.

| Modeller | | |
|--|--|---|
| Kategori | Forhold der påvirkes | Kommentar |
| Inputdata: klimadata (nedbør, fordampning og temperatur fx ud fra dynamisk korrigeret nedbør fra 10 km grid, og fordampning og temperatur fra 20 km grid) | Meget vigtigt for vurdering af vandbalance og grundvandsstrømningforhold | En række forhold vil lokalt påvirke grundvandsdannelse til magasin fx dræn, udstrømning til vandløb samt lokale forhold omkring deponeringsanlæg. |
| Stof inputdata, kildestyrke, baggrundskoncentration | Afgørende betydning for vurdering af belastning fra deponerings-anlæg i forhold til øvrige punktkilder, og i forhold til nedstrøms POC | Stofinput defineres som regel jævnt fordelt over depot, men kan defineres både som koncentration og/eller stof flux. Vil være et resultat af kildestyrkevurderingen, data vil være model-beregnete og tidsvarierende |
| Konceptuel model: geologi | Afgørende betydning for stoftransport, vigtigt for beskrivelse af strømningforhold | Heterogenitet og præferentiel strømning er helt afgørende ved stoftransport modellering. Håndteres ved alternative konceptuelle modeller af øvre hydrogeologi (ensemble modeller) |

| | | |
|--|--|--|
| Konceptuel model: processer | Afgørende betydning for stoftransport, vigtigt for beskrivelse af strømningforhold | Procesbeskrivelse ligeledes afgørende. Fastlægges ud fra hydrogeologi, stofs specifik relevans, og konceptuel model (stationær, dynamisk), densitet, diffusion, geokemi mv. |
| Konceptuel model: randbetingelser | Afgørende betydning for såvel strømning som stoftransport | Såvel opstrøms som nedstrøms rand-betingelser er væsentlige. Ofte vil nestede modeller (stoftransport submodel oplandsmodel der beskriver strømning-forhold være optimalt) |
| Modelkode valg strømning | Meget vigtigt | Se Geovejledning 7 (Refsgaard et al., 2010) |
| Modelkode valg stoftransport | Meget vigtigt | Det er en forudsætning at der anvendes en 3D grundvandsmodel fx MIKE SHE, hvorfor AD stoftransportmodellen som udgangspunkt kan være baseret på MIKE SHE (med mindre der inddrages fx geokemi og reaktive forhold) |

TABEL 7-5

Oversigt over forhold vedrørende management-scenarier, som vil/kan have indflydelse på stoftransporten (modificeret efter Refsgaard et al. (2010) & Henriksen et al. (2010)). Se også Bilag 3.

| Management-scenarier | | |
|--|--|---|
| Kategori | Forhold der påvirkes | Kommentar |
| Politiske forhold | Interessenter og myndigheder påvirker evalueringskriterier og beslutningsproces for drift af deponeringsanlæg. | Aktiv involvering af interessenter og model-reviews er vigtige for ejerskab og troværdighed |
| POC kriterier | Meget vigtige. | Klarhed og krav afgørende |
| Administrative zonegrænser | Meget vigtige. | OSD, OD eller udenfor OSD |
| Anden forureningsbelastning | Meget vigtigt for POCs jf. grundvand og overfladevand. | Baggrundsniveau forudsætter monitoring |
| Klima-, ændret areal anvendelse og vandindvinding | Vigtigt for koncentrationer og flux af forskellige stoffer; Grundvandsspejl kan påvirkes af både klima og havniveau. | Kan bedst håndteres ved opstilling af et antal scenarier (fx A1B og ændret havniveau for 2050 og A2, A1B og B2 samt ændret havniveau for 2100). |

8. Beslutningsprocessen og effekten ved POC

Figur 5-1 viser den overordnede proces for en beslutning om, hvorvidt de miljømæssige betingelser for afslutning af efterbehandlingen af et givet deponeringsanlæg vil være opfyldt. En del af de samme elementer vil også indgå i en fremadrettet estimering af varigheden af efterbehandlingstiden for et deponeringsanlæg, men i dette tilfælde vil den separate vurdering af badekarseffekten ikke skulle medtages i kildestyrkevurderingen, da den mere eller mindre (i hvert fald teoretisk) er indregnet i kildestyrken, hvis denne er baseret på udvaskningsdata for endnu ikke deponeret affald, og hvis det antages, at hele mængden af deponeret affald deltager i udvaskningsprocessen (og de øvrige processer, der måtte foregå i affaldet).

Som tidligere nævnt kan både kildestyrkebeskrivelsen og transportberegningerne for de stoffer, som er relevante, gennemføres i et antal trin, hvor startpunktet kan være forholdsvis simple modeller/beskrivelser baseret på konservative forudsætninger og/eller den mængde stedspecifikke data, som er umiddelbart tilgængelige. Afstande og overordnet geologi mv. skal selvfølgelig altid svare til de lokale forhold, også for en simpel model. De efterfølgende trin vil så bestå af modeller/beskrivelser, som er gradvis mere sofistikerede og gradvis baserede på et bedre og mere detaljeret, stedspecifikt datagrundlag.

For stoftransportmodelleringen vil det formentlig være muligt at antage, at sekvensen af trin fører til gradvist mindre konservative (mere realistiske) resultater ved POC, idet en af de væsentligste forskelle mellem den simple og den stedspecifikke modellering af stoftransporten som beskrevet afsnit 7 består i tilføjelse af processer som retention (sorption) og nedbrydning, eller tilføjelse af reaktiv modellering baseret på lokale forhold og data til den stedspecifikke model. Disse vil næsten entydigt reducere påvirkningen ved POC. Hvis den simple model sammen med kildestyrkebeskrivelsen giver et positivt resultat (dvs. viser, at vandkvalitetskriterierne ved POC ikke vil blive overskredet), så vil det muligvis ikke være nødvendigt at anvende en stedspecifik transportmodel, hvori de ovennævnte attenueringsprocesser indgår.

For kildestyrkebeskrivelsen er en sådan trinvis aftagende konservatisme vanskeligere at fastlægge, og proceduren i Figur 5 1 omfatter i virkeligheden en gentagelse af de to første trin i processen under antagelse af betingelser, som vil gælde, når der efter afbrydelse af perkolathåndteringen opstår hydraulisk ligevægt i det deponerede affald (eller under anvendelse af resultaterne af en afprøvning heraf). Forskellen mellem forskellige muligheder for estimering/beregning af kildestyrken vil formentlig primært udgøres af forskelle i omfang og kvalitet af datagrundlaget som beskrevet i afsnit 6.3.2, hvor det kan være vanskeligt at afgøre, om et bedre datagrundlag medfører en forøgelse eller en formindskelse af kildestyrken – det kan gå begge veje.

Mens man kan forvente, at grundlaget for estimering af kildestyrken forbedres med tiden fra planlægningsfasen (hvor man endnu ikke har konkrete data for stofudvaskning fra affaldet og ingen monitoringsdata vedrørende perkolat kvalitet og perkolatproduktion) over driftsfasen (hvor man bl.a. begynder at få information om affaldsegenskaber gennem karakteriseringstestning og monitoringsdata for perkolatmængder samt perkolat kvaliteten) til efterbehandlingsfasen, hvor yderligere data (tidsserier for perkolat kvalitet og perkolatmængder samt mulighed for fuldt overblik

over mængder og placering af affald) kan indsamles og styrke estimeringen af kildestyrken, ændres grundlaget for estimering/beregning af stoftransporten til POC i de fleste tilfælde ikke væsentligt fra planlægningsstidspunktet til efterbehandlingsperioden.

Det vil således være hensigtsmæssigt for et deponeringsanlæg at påbegynde en målrettet indsamling af de informationer, som vil være nødvendige for at kunne estimere kildestyrkedelen ($M(t)$ i ligning (6.1)), allerede i planlægnings- og driftsfasen, for eksempel efter de retningslinjer, som er skitseret i Tabel 6-6. Dette vil kunne sikre, at vigtige informationer ikke går tabt, og det vil styrke og reducere omkostningerne ved den senere vurdering af, om efterbehandlingen kan afsluttes.

For stoftransportens vedkommende vil der for de fleste deponeringsanlægs vedkommende allerede i planlægningsfasen i forbindelse med indsendelse ansøgning om godkendelse skulle foreligge informationer geologi og hydrogeologi og i mange tilfælde, vil der i et vist omfang være gennemført stedspecifikke beregninger med stoftransportmodeller som kan være simple eller f.eks. inkludere attenueringsprocesser. Da ansøgningen om godkendelse af et deponeringsanlæg skal omfatte en beregning af den økonomiske sikkerhedsstillelse, og da denne afhænger af efterbehandlings varighed, kan der være et incitament til at gøre stoftransportberegningerne så realistiske (ikke-konservative) som muligt og forsvarligt allerede i planlægningsfasen. Hvis det ikke er sket, eller hvis det skønnes, at der er behov for forbedringer, kan der på et hvilket som helst tidspunkt af drifts- og efterbehandlingsfaserne indsamles supplerende stedspecifikke information og gennemføres mere avancerede modelberegninger af stoftransporten.

Det anbefales, at de kombinerede kildestyrke- og stoftransportberegninger gennemføres for en tidsperiode, der rækker fra deponeringens start til der er opnået maksimale resulterende koncentrationer af de relevante stoffer ved det relevante POC. Det vil sige, at det kan blive nødvendigt at simulere en periode på op til flere tusind år for nogle stoffer (f.eks. Cu og Pb, som begge tilbageholdes meget kraftigt i jord og grundvand). Ved modelberegningerne antages forskellige tidspunkter for stop for opsamling af perkolat (efterbehandlings afslutning), og hvis de maksimale koncentrationer ved POC for stop på et givet tidspunkt ikke overskrider vandkvalitetskriterierne ved POC, vil betingelserne for at afbryde efterbehandlingen på dette tidspunkt beregningsmæssigt være overholdt. For ældre anlæg, hvor der ikke foreligger informationer fra start af deponeringen, kan beregningen eventuelt gennemføres med start på det aktuelle tidspunkt, såfremt datagrundlaget er tilstrækkeligt.

Referencer

Andersson, M.T., Hjelmar, O., Hyks, J., Klem, S. (2011): Landfill Aftercare – Shredder waste and mixed waste. Final Report for AV Miljø. DHI, Hørsholm, Denmark.

Appelo, C.A.J., Postma D. (2005): Geochemistry, groundwater and pollution. Standard guide for conceptualization and characterization of groundwater systems designation: D5979-96 (reapproved 2008). AA Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands ASTM.

BEATE (2012): Benchmarking af affaldssektoren 2012 (data fra 2011) – Deponering. Rapport udarbejdet af Dansk Affaldsforening, DI og Dansk Energi.

Beaven, R. P. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution loads from landfills - insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presentation to DepoNet, 11 April 2014.

Beaven, R.P., Knox, K., Gronow, J.R., Hjelmar, O., Greedy, D., Scharff, H. (2014): A new economic instrument for financing accelerated landfill aftercare. Waste Management (in press)
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.024>

Bethke, C.M. (2008): Geochemical and biogeochemical reaction modeling 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge UK.

Environmental Agency (2011): Horizontal guidance note H1 – Annex J3. Additional guidance for hydrogeological risk assessment for landfills and the derivation of groundwater control levels and compliance limits. V2.1, December 2011, 114 pp.

Hansen, J.B., Hyks, J. Hjelmar, O. (2011): Deponering af shredderaffald. Undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden. Statusrapport juli 2011 til Reno Djurs I/S. DHI, Hørsaholm, Danmark.

Henriksen, H.J., Iversen, C.H., Wernberg, T. (2010): Usikkerhed på indvindings- og grundvandsdannende oplande. Delprojekt 3 om oplande. GEUS. 74 pp.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Møller, R.R., Jørgensen, F. (2012): Expost evaluation of 3D modelling approach for analysis of climate change effects on groundwater. IAH 2012 Congress, Niagara Falls, Canada. Sept. 16-21 3D geological and hydrogeological mapping.

Hjelmar, O. (1990): Hjelmar, O., Leachate from land disposal of coal fly ash. Waste Management & Research, 8, pp 429-449, 1990.

Hjelmar, O. (2012): Description of the methodology used to set the leaching criteria for acceptance of waste at landfills for inert waste, landfills for non-hazardous waste accepting stable, non-reactive hazardous waste and landfills for hazardous waste listed in Council Decision 2003/33/EC. Note prepared for TAC Landfill, EU Commission.

Hjelmar, O., Holm, J., Oberender, A., Hansen, E.Aa., Hansen, J.B. (2009): Håndtering af lettere forurenede jord, Fase 1. Miljøprojekt nr. 1285. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Jørgensen, F., Kristensen, M., Højberg, A.L., Klint, K.E.S., Hansen, C., Jordt, B.E., Richardt, N., Sandersen, P. (2008): Geo-vejledning 3. GEUS.

KIMONO (2012): Koncept for integreret vurdering og styring af risikoen for klimagenererede grundvandsoversvømmelser af punktkilde-forurening i kystzonen (KIMONO). Udført af GEUS, Region Midtjylland, Horsens kommune og VIA UC for Miljøministeriet (udkast december 2012).

Konikow, L.F. (2011): The secret to successful solute-transport modeling. Issue paper. *Groundwater* 49(2), 144-159.

Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M. (2012): A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management* 32, 498-512.

Merz, SK (2012) Australian groundwater modelling guidelines. Waterlines Report Series No. 82. June 2012.

Miljøstyrelsen (2010): Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.). J.nr. MST-729-00064, 13-09-2010.

Refsgaard, J.C., Christensen, S., Sonnenborg, T.O., Seifert, D., Højberg, A.L., Trolborg, L. (2012): Review of strategies for handling geological uncertainty in groundwater flow and transport modeling. *Advances in Water Resources* 36:36-50.

Schelde, K., Thomsen, A. (2013): Faktorer, der påvirker fordampningen fra toplaget. Indlæg holdt i DepoNet i februar 2013.

Sonnenborg, T.O., Henriksen, H.J. (2005): Håndbog i grundvandsmodellering. GEUS.

van der Sloot, H.A., D.S. Kosson, P.A.J.P. Cnubben, D. Hoede and O. Hjelmar (1997): Waste characterisation to modify waste quality prior to disposal. In: Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, S. Margharitha di Pula, Cagliari, Italy, 13-17 October 1997.

Ye, M., Pohlmann, K.F., Chapman, J.B., Pohl, G.M. and Reeves, D.M. (2010): A model-averaging method for assessing groundwater conceptual model uncertainty', *Groundwater* 48(5):716-728.

Zheng, C., Bennett, G.D. (2002): Applied contaminant transport modeling, 2nd edition, John Wiley and Sons Inc. New York.

Bilag 1: Beregningsforudsætninger for grænseværdier for stofudvaskning og deres relation til efterbehandlingstiden

De betingelser og antagelser, som blev anvendt i forbindelse med beregning af grænseværdierne for stofudvaskning, repræsenterer på forskellig vis gennemsnitsbetragtninger og i nogle tilfælde også en slags "worst case"-betragtninger. De vil derfor næppe svare til forholdene på noget konkret deponeringsanlæg. Hvis de gjorde, ville længden af efterbehandlingstiden for et deponeringsanlæg umiddelbart kunne forudsiges, idet beregningerne er gennemført under antagelse af en bestemt levetid for de miljøbeskyttende foranstaltninger (dvs. membran- og perkolatopsamlingsystemer og aktiv opsamling af perkolat), således at grundvandskvalitetskriterierne ved POC fortsat ville kunne overholdes, når disse efter en bestemt tid ikke fungerede mere. I Tabel B1.1 ses de levetider af de miljøbeskyttende systemer, som er anvendt ved beregningerne. Af regnetekniske årsager er det antaget, at deres funktion ophører momentant ved levetidens ophør, dvs. at perkolatudsivningen til jord og grundvand fra den ene dag til den anden ændrer sig fra 3,5 mm til 350 mm. Det er naturligvis ikke realistisk, i virkeligheden vil dette formentlig ske meget mere gradvis – og tilstedeværelsen af bund- og sidemembraner kan formentlig også blive problematiske i forhold til udsivningen, når perkolat-opsamlingen ophører.

TABEL B1.1

Antaget levetid af de miljøbeskyttende systemer anvendt ved beregning af udvaskningskrav.

| Klasse af deponeringsanlæg | Antaget levetid af membraner/opsamlingsystem | Antaget efterbehandlingstid* |
|----------------------------|--|------------------------------|
| Anlæg for inert affald | 60 år | 30 år |
| Anlæg for mineralsk affald | 80 år | 50 år |
| Anlæg for farligt affald | 100 år | 70 år |

* Under antagelse af en opfyldningstid af affaldet på 30 år.

Det skal bemærkes, at opfyldelse af kravene til design og drift af deponeringsanlæg i BEK 1049/2013 ikke nødvendigvis sikrer, at disse svarer til de forhold, som lå til grund for beregningerne af grænseværdierne for stofudvaskning, og som svarer til de i Tabel A1.1 viste efterbehandlingstider. I Tabel B1.2 ses en række af de parametre, som blev fastlagt til brug for scenarieberegningerne af kildestyrken fra deponeringsanlæg for henholdsvis inert, mineralsk og farligt affald, men som for et givet deponeringsanlæg, der er opbygget og drevet i overensstemmelse med BEK 1049/2013, sagtens kan være meget anderledes. I afsnit 6 og Bilag 2 er der angivet en række kvalitative eksempler på hvilken indflydelse forskellige forhold vedrørende indretning og drift af et deponeringsanlæg samt affaldets egenskaber og klimaet kan have på mængde og sammensætning af det producerede perkolat og på den forventede varighed af efterbehandlingsperioden.

Infiltrationen af nedbør i affaldet i et deponeringsanlæg har stor betydning for udvaskningsforholdene og for varigheden af efterbehandlingsperioden. I alle scenarieberegningerne var infiltrationen sat til 350 mm/år, hvilket formentligt er en forholdsvis høj værdi sammenlignet med det, der opnås på de fleste eksisterende danske deponeringsanlæg.

En anden forudsætning, som er anvendt i forbindelse med fastsættelsen af grænseværdier for stofudvaskning, og som næppe altid svarer til virkeligheden i et deponeringsanlæg, er den idealiserede beskrivelse af udvaskningsforløbet som eksponentielt aftagende som funktion af L/S eller tiden ved hjælp af den såkaldte CSTR-model (Hjelmar et al., 2009) og kappa-værdier, der efter alt at dømme er fastlagt under fuldt oxiderede forhold.

TABEL B1.2

Oversigt over en række af antagelser af fysiske parametre, som blev anvendt ved beregning af grænseværdierne for stofudvaskning i BEK 1049/2013 (Hjelmar et al., 2009).

| Parameter | Enhed | Anlæg for inert affald | Anlæg for mineralsk affald | Anlæg for farligt affald |
|--------------------------------|------------------|------------------------|----------------------------|--------------------------|
| Deponeringshøjde | m | 10 | 10 | 10 |
| Deponeringsanlæggets længde | m | 100 | 100 | 100 |
| Deponeringsanlæggets bredde | m | 100 | 100 | 100 |
| Overfladeareal | m ² | 10.000 | 10.000 | 10.000 |
| Volumen | m ³ | 100.000 | 100.000 | 100.000 |
| Affaldets porøsitet | - | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| Tørrumvægt af affald | t/m ³ | 1,5 | 1,5 | 1,5 |
| Tørvægt af deponeret affald | tons | 150.000 | 150.000 | 150.000 |
| Konduktivitet af toptildækning | mm/år | > 350 | > 350 | > 350 |
| Permeabilitet af affald | m/s | 1 x 10 ⁻⁵ | 1 x 10 ⁻⁵ | 1 x 10 ⁻⁵ |
| Type af bundmembran | m | komposit | komposit (plast og ler) | Komposit (plast og ler) |
| Tykkelse af bundmembran | m | 2 | 2 | 5 |
| Permeabilitet af lermembran | m/s | 10 ⁻⁷ | 10 ⁻⁹ | 10 ⁻⁹ |

Beregningerne af grænseværdierne for stofudvaskning og dermed de i Tabel B1.1 viste efterbehandlingstider er gennemført for et deponeringsanlæg, som er 100 m bredt, 100 m langt (i grundvandets strømningsretning) og 10 m højt. For deponeringsanlæg, som er længere end 100 m og højere end 10 m må der alt andet lige i henhold til beregningsmetoden forventes længere efterbehandlingstider end de i Tabel B1.1 angivne. Samtidig kan det i princippet ikke forventes, at kravet til maksimal koncentration af et givet stof ved POC overholdes i henhold til de gennemførte beregninger, hvis deponeringsanlæggets dimensioner i højden og længden overstiger de ovennævnte dimensioner (som ved fastlæggelsen blev antaget at være gennemsnitlige for danske deponeringsanlæg).

Man må derfor være forberedt på, at den faktiske varighed af efterbehandlingstiden for et deponeringsanlæg kan være meget anderledes end forventet ud fra angivelserne i Tabel B1.1, og det vil i hvert enkelt tilfælde være nødvendigt at foretage en konkret vurdering. Den første forudsætning for at kunne gøre dette (og for at kunne målrette eventuelle tiltag undervejs med hensyn til indretning og drift af et givet deponeringsanlæg med henblik på minimering af efterbehandlingstiden) er, at der foreligger en beskrivelse af de betingelser, som skal opfyldes, hvilket for perkolatets vedkommende vil svare til en konkret angivelse af de vandkvalitetskriterier, som (til enhver tid) skal overholdes ved eller i en vis afstand fra deponeringsanlægget.

Indretning eller design af deponeringsanlægget

Slutafdækning

Slutafdækningens karakter er bestemmende for infiltration af nedbør i det deponerede affald (perkordatdannelsen). Jo mindre tæt slutafdækningen er, jo større er infiltrationen og jo hurtigere øges L/S for deponeringsanlægget med tiden. I drifts- og efterbehandlingsperioderne bør overdækningen indrettes, så den i størst mulig grad fremmer infiltrationen af nedbør. Som nævnt i Bilag 1 er grænseværdierne for stofudvaskning i BEK 1049/2013 beregnet under forudsætning af en infiltration på 350 mm/år gennem toptildækningen – en værdi, som i praksis næppe nås ved mange deponeringsanlæg. Efter afslutningen af efterbehandlingsperioden kan slutafdækningen blive en vigtig faktor i styringen af infiltrationen ind i og stoffluxen ud af deponeringsanlægget.

Perkolatopsamlingsystem

Perkolatopsamlingssystemets indretning kan påvirke perkolatniveauet i drænlag og affaldet i deponeringsanlægget, ligesom den har betydning for effektiviteten af perkolatopsamlingen. I forbindelse med afslutningen af efterbehandlingen bliver indretningen af perkolatopsamlingsystemet/drænsystemet sammen med bund- og sidemembraner af afgørende betydning for karakteren af en eventuel ”badekarseffekt”.

Bundmembran

Bundmembranens karakter, effektivitet (og måske også alder) har indflydelse på den mængde af perkolat, som siver ud i grundvandet/opsamles. Det skal bemærkes, at bund- og sidemembraner efter ophør af perkolatopsamling potentielt kan udgøre et problem, med mindre der ska-bes mulighed for, at perkolatet af sig selv kan løbe ud i omgivelserne. Afhængigt af opbygning og tæthed af systemerne vil affaldet kunne mættes og deponeringsanlægget i princippet kunne fyldes til kanten af sidemembranerne med perkolat (”badekarseffekten”). Dette kunne tænkes at medføre geoteknisk ustabilitet, og det kunne også medføre en uacceptabel højere stofudvaskning fra dele af det deponerede materiale, som ikke tidligere har været vandmættet.

Højde

Højden af det deponerede affald har indflydelse på tidsforløbet for progressionen af L/S (jo større højde, jo langsommere øges L/S).

Areal og længde

Arealet af et deponeringsanlæg har indflydelse på den producerede perkolatmængde (jo større areal, jo større perkolatmængde – alt andet lige) og på den samlede belastning af omgivelserne. Længden af et deponeringsanlæg i grundvandets strømningsretning har indflydelse på den nedstrøms belastning – jo længere, jo større belastning ved POC.

Topografi og (hydro)geologi

Topografien har indflydelse på fordelingen mellem overfladeafstrømning og infiltration, samt på de interne strømningsforhold i deponeringsanlægget. Den afgør endvidere, om det er muligt at opsamle perkolat ved gravitation.

Hydraulisk gradient

Hvis der er udadrettet hydraulisk gradient, vil dannet/opstuvet perkolat kunne trænge ud gennem eventuelle utætheder i bund og sider. Hvis der er indadrettet gradient, vil dette ikke kunne ske – i stedet vil grundvand kunne trænge ind i det deponerede affald gennem eventuelle utætheder. Ved hydraulisk ligevægt i deponeringsanlægget vil overfladeniveauet af perkolatet i drænlag eller affald

være nogenlunde konstant, og på årsbasis vil den udsivende perkolatmængde svare til infiltrationen af nedbør (og eventuelt overfladevand).

Driftsforholdene for deponeringsanlægget

Forbehandling af affald til deponering

Forbehandlingen af affaldet kan have afgørende indflydelse både på de hydrauliske (strømningsmæssige), de geotekniske (f.eks. bæreevne, sætninger) og de kemiske og biologiske forhold (reaktioner i det deponerede affald og i perkolatet) og dermed på mængde, fordeling og sammensætning af perkolat som funktion af tiden. Sortering vil kunne anvendes til at sikre, at affaldet i en deponeringscelle bliver så ensartet som muligt med hensyn til forventet opførsel efter deponering, og frasortering kan fjerne uønskede affaldstyper. Neddeling/knusning/shredning af større affaldspartikler eller affaldsenheder kan forventes at give en mere jævn og ensartet gennemstrømning af det deponerede affald og kan samtidig øge vandkontakten og reaktiviteten af affaldet. Vask inden deponeringen kan for eksempel fjerne umiddelbart opløselige salte og dermed eventuelt fremskynde udvaskningsforløbet og eventuelt forhindre skadelige virkninger på drænsystemer og perkolatbehandlingssystemer. Opfugtning af affald (f.eks. shredderaffald) i forbindelse med udlægningen kan formentlig medvirke til, at der efterfølgende kan ske en mere jævn gennemstrømning af nedbør og eventuelt recirkuleret perkolat/tilført vand, og dermed også medvirke til at fremskynde udvaskningsforløbet og eventuelle reaktioner (herunder gasdannelse) i affaldet.

Opfyldningsmetode- og takt

Hvis efterbehandlingstiden er lang set i forhold til opfyldningsperioden, vil effekten være begrænset. Hvis efterbehandlingstiden er kort sammenlignet med opfyldningsperioden, vil forholdene forskellige steder i anlægget være præget af opfyldningsmetoden. Hvis forskellige sektioner opfyldes successivt (vertikal opfyldning), vil de tidligst opfyldte sektioner formentlig blive stabiliseret før de senest opfyldte sektioner. Omvendt kan der forventes et mere jævnt forløb, hvis affaldet udlægges i horisontale lag over hele arealet.

Kompaktering

Graden af kompaktering af det deponerede affald har indflydelse på massefylde, porevolumen, permeabilitet og senere sætninger, og dermed på strømningsforholdene for infiltreret nedbør, perkolat og gas (både produceret gas og indtrængende atmosfærisk luft). Jo hårdere affaldet i et deponeringsanlæg er kompakteret, jo vanskeligere vil det ofte være for nedsivende vand at trænge igennem. Ujævn kompaktering kan give ujævn gennemstrømning.

Daglig/periodevis afdækning

På ældre deponeringsanlæg var der typisk krav om daglig tildækning af det tilførte affald med jord. Hvis jorden havde selv et beskedent lerindhold, har dette kunnet lede til dannelse af en række hydraulisk isolerede celler med affald, hvilket har forhindret vandtilførsel og -gennemsivning og dermed kraftigt reduceret udvaskning og/eller biologisk omsætning, afhængigt af affaldets karakter. For sådanne anlæg kan det være en stor udfordring at nå frem til et slutpunkt for efterbehandlingen.

Recirkulering af perkolat

Recirkulering af perkolat kan have indflydelse på strømningsforholdene i det deponerede affald, på hvor stor en del affaldet, som rent faktisk kommer i kontakt med vand og på den hastighed hvormed stoffer omsættes (både kemisk og biologisk), reagerer med andre stoffer og udvaskes. Især salte vil kunne akkumuleres i perkolat, som recirkuleres. Recirkulering af perkolat vil også kunne påvirke redox-forholdene, formentlig især i den nedre del af det deponerede affald. Det vil som regel være hensigtsmæssigt at bortlede en del af det opsamlede perkolat, da saltindholdet i dette

kan forventes gradvis at stige (og give anledning til udfældinger, som kan tilstoppe dræn- og opsamlingsystemer, og eventuelt påvirke behandlingen af perkolatet negativt).

Tilførsel af ekstra vand

Tilførsel af ekstra vand kan ske i form af perkolat fra andre celler eller som rent vand, og det kan tilføres både i forbindelse med udlægningen af affaldet og som supplement til eller erstatning for recirkulering af perkolat. Tilførsel af vand vil fremskynde opfyldningen af affaldets vandoptagelseskapacitet og i øvrigt have samme effekt som recirkulering af perkolat, dog kan ophobningen af salte i perkolatet forventes at være mindre.

Stimulering af biologisk omsætning

Den biologiske omsætning af affaldet i et deponeringsanlæg vil kunne stimuleres ved recirkulering af perkolat eller tilsætning af ekstra vand og eventuelt også ved tilsætning af specielle bakteriekulturer og/eller manglende næringssalte.

Håndtering af perkolat

Håndteringen af perkolatet afhænger jo både af design- og driftsforhold, som blandt andet afgør, om det skal pumpes op fra en eller flere opsamlingsbrønde anbragt inde i eller udenfor det membrandækkede areal, eller om perkolatet kan ledes bort fra deponeringsanlægget ved gravitation. I perkolathåndteringen indgår også den efterfølgende rensning, der i de fleste tilfælde foregår ved tilførsel til et kommunalt spildevandsrensningsanlæg, men som også kan ske lokalt ved en (for)rensning på stedet.

Affaldets egenskaber

Heterogenitet/homogenitet

Med undtagelse af asker, gips på pulverform og lignende, er de fleste affaldstyper ganske inhomogene, og yderligere vil en deponeringsenhed oftest indeholde en række forskellige affaldstyper, hvilket yderligere øger heterogeniteten. Jo mere heterogen (forskelligartet) en affaldstype er, jo større en effekt kan man forvente i retning af uensartet vandflow (præferentielt flow) gennem affaldet og uensartet udvaskning/nedbrydning over tiden.

Morfologi og ”partikelstørrelse”

Formen og størrelsen af de enkelte ”stykker” eller ”partikler” af affald vil normalt variere betydeligt, med mindre der er tale om meget homogene affaldstyper (se ovenfor). Begge dele har indflydelse på såvel vandstrømning som reaktivitet – som hovedregel vil mindre partikelstørrelse give større reaktivitet som følge af den større overflade per masseenhed. Morfologi og partikelstørrelse kan også påvirke kompakteringsegenskaberne.

Massefylde

Jo større massefylde, jo længere tid vil det alt andet lige tage for udvaskningen at nå et bestemt L/S-forhold.

Kompakteringsegenskaber

Nogle affaldstyper kompakteres lettere end andre – kompakteringen påvirkes bl.a. af vandindholdet, kornstørrelse og –form, og for aggregatlignende affaldstyper (og jord) vil der ofte være et optimalt vandindhold, hvor kompaktering kan medføre en maksimal massefylde. Kompakteringsegenskaberne har således betydning for såvel massefylde som hydraulisk ledningsevne og dermed for strømningsforholdene i et deponeringsanlæg.

Hydraulisk ledningsevne

Den hydrauliske ledningsevne ("permeabiliteten") af affaldet har stor betydning for infiltrationen af nedbør i det deponerede affald og den efterfølgende gennemstrømning af dette. For mere finkornede materialer og jord kan den hydrauliske ledningsevne være så lille, at den ikke umiddelbart tillader nedsivning/gennemsvivning af al den nedbør, som falder på deponeringsanlægget, specielt ved høje nedbørsintensiteter. Meget finkornede affaldsmaterialer kan samtidig have en høj kapillær stighøjde, dvs. at nedbør, der er infiltreret, i lang tid vil være til rådighed for evapotranspiration. Små hydrauliske ledningsevner kan forlænge den tid, det tager at nå en vis grad af udvaskning (en vis L/S-værdi). Forskelle i hydraulisk ledningsevne i det deponerede affald kan, når ledningsevnen er lille nok til at påvirke strømningshastigheden, medføre ujævn gennemstrømning af affaldet.

Oprindelse og sammensætning

Det siger sig selv, at affaldets oprindelse og sammensætning har stor betydning for dets opførsel efter deponering, både med hensyn til fysiske egenskaber, som kan påvirke gennemstrømningsforholdene, og med hensyn til kemiske og biologiske egenskaber, som kan påvirke udvaskning, kemisk tilstand (f.eks. pH- og redoxforhold) og biologisk omsætning, herunder gasdannelse. Hvis affald af vidt forskellig oprindelse og navnlig sammensætning anbringes og eventuelt blandes i samme celle, kan det forventes at skabe meget forskelligartede forhold i cellen, hvilket kan vanskeliggøre forskellige tiltag med henblik på en forkortelse af efterbehandlingsperioden.

Udvaskningsegenskaber

For affald af overvejende uorganisk karakter som for eksempel de fleste restprodukter fra termiske processer vil den væsentligste proces efter deponering være stofudvaskning, hvorved der sker en fjernelse af indholdet af lettere opløselige stoffer med det dannede perkolat. Udvaskningsforløbet påvirkes af mængden af gennemstrømmende vand (L/S), graden af affald/vand-kontakt og i nogle tilfælde af kontakttiden, samt af pH- og redoxforhold, som igen påvirkes af eksponering for atmosfærisk luft (ilt og kuldioxid) og af omsætning af biologisk nedbrydeligt materiale, som måtte være til stede. Biologisk omsætteligt materiale udvaskes også, men her er udvaskningen uløseligt forbundet med nedbrydningsprocesserne og dermed vanskeligere at beskrive generelt.

Biologisk omsættelighed

Den biologiske omsættelighed af en deponeret (organisk) affaldstype har stor betydning for forløbet af efterbehandlingstiden, idet det formentlig bl.a. må lægges til grund, at der ikke længere må forekomme målelig gasdannelse i affaldet på det tidspunkt, hvor efterbehandlingstiden afsluttes. Nogle stoffer/materialer (f.eks. hård plast) nedbrydes så langsomt, at der er uden betydning for dannelsen af gas og perkolat. Lettere nedbrydeligt materiale (f.eks. papir og tekstiler) nedbrydes væsentligt hurtigere. Processerne er forskellige, afhængigt af adgangen til ilt (anaerobt eller aerobt) og under forudsætning af kontakt med vand. Som følge af lovgivningen på deponeringsområdet indeholder deponeret affald mindre og mindre mængder let nedbrydeligt materiale. Det er påvist (ref), at et deponi med biologisk nedbrydeligt affald (en "bioreaktor") med hensyn til emissioner med tiden kommer til at ligne et deponi for uorganisk affald (mineralisk affald).

Kemisk reaktivitet

Den kemiske reaktivitet af affaldet i en deponeringsenhed har naturligvis indflydelse på såvel strømningsforhold som gasdannelse og sammensætning af perkolat (og kan dermed også få indflydelse på forløb og varighed af efterbehandlingsperioden). Stærkt reaktive materialer må jo ikke deponeres, og i ældre deponeringsanlæg må reaktiviteten af affaldet forventes at være af-taget betydeligt, idet forholdene må antages at bevæge sig mod ligevægt med tiden. Som et eksempel på en stærkt reaktiv affaldstype kan nævnes alkaliske restprodukter fra affaldsforbrænding (tørre/semitørre produkter med stort indhold af overskudskalk og i nogle tilfælde også stærkt alkaliske slagter). Disse kan reagere med kuldioxid fra luften (f.eks. via drænsystemet, hvis dette ikke er forsynet med vandlås) og danne belægninger/tilstopninger af CaCO_3 , eller de kan danne

hårde partier med ringe hydraulisk ledningsevne andre steder i deponeringsanlægget. Hvis sådanne stærkt alkaliske restprodukter befugtes og kommer i kontakt med elementært aluminium, kan der dannes brint, som, når det blandes med atmosfærisk luft (ilt), kan eksplodere ved antænding. Tørre/semitørre røggasrensingsprodukter indeholder ofte i sig selv nok findelt elementært aluminium til, at der kan dannes brint. I deponeringsanlæg indeholdende f.eks. affaldsforbrændingsslugger vil man forvente præferentielt flow, hvor overfladen af de slugger, som det nedsivende vand kommer i kontakt med hurtigt vil blive dækket af et lag af karbonat, hvilket vil sænke pH til mellem 7 og 9. Hvis det deponerede materiale forstyrres eller flyttes, vil der igen kunne åbnes nye overflader, som kan få pH til at stige.

pH- og redoxforhold samt kompleksdannelse

pH- og redoxforholdene i deponeringsanlægget og det dannede perkolat har meget stor indflydelse forløbet af kemiske og biologiske reaktioner og på opløseligheden af en række uorganiske stoffer. Mange tungmetaller og sporelementer har høje opløseligheder ved lave pH-værdier (surt miljø) og en del af dem ligeledes ved høje pH-værdier. En del oxyanioner af f.eks. Mo og Sb har ofte betydelige opløseligheder i det neutrale område. Reducerende forhold opstår bl.a., når nedbrydningen af organisk materiale foregår uden adgang af luft (ilt) og kan blandt andet medføre reduktion af sulfat til sulfid, som sammen med en række tungmetaller/sporelementer danner tungopløselige sulfider, som udfældes. Disse sulfidbundne stoffer kan i princippet frigives igen, hvis og når affaldet bliver oxideret som følge af ændrede forhold (ophør af nedbrydning og tilførsel af luft/ilt). Reducerende forhold medfører også opløsning af jern ved reduktion af Fe(III) til Fe(II). Høje indhold af f.eks. klorid, som især kan forekomme i det første perkolat fra et deponeringsanlæg, vil kunne kompleksere f.eks. Cd, som derved kan få en stærkt forhøjet opløselighed i perkolatet. Tilsvarende kan væsentlige indhold af opløst organisk kulstof (DOC) i perkolatet gennem kompleksering forhøje perkolatets indhold af f.eks. Cu ganske betydeligt. Begge effekter kan forventes at aftage med tiden, når kloriden og andre salte er udvaskede, og når indholdet af opløst organisk kulstof falder som følge af fremskreden udvaskning og biologisk nedbrydning.

Indbyrdes kompatibilitet

Da en deponeringsstrategi f.eks. med henblik på opnåelse af den kortest mulige efterbehandlingsperiode kan være helt forskellig for organisk affald (som jo i princippet gennem en årrække ikke har måttet og stadig ikke må deponeres i Danmark) og uorganisk (inert og mineralsk) affald med minimale indhold af organisk materiale, vil det generelt være mest hensigtsmæssigt ikke at placere affald, som kan indeholde organisk materiale (blandet affald) i samme celle som affald, der hovedsageligt består af uorganisk materiale. De to yderpunkter – en bioreaktor for organisk, nedbrydeligt materiale og et udvaskningsdeponi for uorganisk materiale – vil skulle indrettes og drives helt forskelligt, og sammenblanding af de to affaldstyper vil kunne forstyrre eller ødelægge mulighederne for at drive anlæggene optimalt. For eksempel vil udvaskning af metaller/sporelementer og salte fra mineralsk affald kunne påvirke både de biologiske processer i en biologisk reaktor og den efterfølgende rensning af perkolatet, mens et stort indhold af organisk stof (og ammoniak, som også dannes ved nedbrydning af organisk affald) kunne genere såvel behandlingsprocesser for perkolatet som strategier baseret på kontrolleret udsivning.

Affaldsklasse/-kategori

Hvorvidt en affaldstype er klassificeret som farligt eller ikke-farligt affald, hvor sidstnævnte kan yderligere inddeles i inert, mineralsk og blandet affald, har både direkte og indirekte indflydelse på forholdene i det deponerede affald. Den direkte indflydelse stammer fra de karakteristika, som affaldet i de forskellige klasser eller kategorier besidder, mens den indirekte indflydelse stammer fra de forskellige krav til indretning og drift af deponeringsanlæg, som klassificeringen medfører (i henhold til BEK 1049/2013 og tidligere lovgivning på området).

Klimatiske forhold

Nedbørsmængde og –intensitet

Den årlige nedbør over deponeringsanlægget og specielt nettoinfiltrationen gennem dæklaget og ned i affaldet vil efter opnåelse af en steady-state-lignende vandbalance (dvs. efter opfugtning af affaldet) være direkte proportional med den årlige tilvækst i L/S-forholdet for deponeringsanlægget. Intensiteten af de enkelte nedbørshændelser har stor betydning for størrelsen af den aktuelle infiltration: Finregn af kortere varighed kan betyde, at størstedelen af nedbøren fordamper, inden den når at infiltrere, mens voldsommere regnskyl af stor intensitet kan medføre større overfladeafstrømning (hvor overfladen skrånede) end tilfældet vil være ved lavere regn-intensiteter. Det skal bemærkes, at de scenarieberegninger, som ligger til grund for udvaskningsgrænseværdierne i BEK 719/2011, er baseret på en årlig nettoinfiltration af nedbør i deponeringsanlægget (og omgivelserne) på 350 mm. Dette er nok højt sat i forhold til den årlige nettoinfiltration mange steder i Danmark, og det udtrykkes ikke eksplicit i BEK 719/2011, at det skal sikres, at der rent faktisk forekommer en infiltration af denne størrelse i deponeringsanlægget.

Fordampning og evapotranspiration

Fordampning direkte fra overfladen af deponeringsanlægget og evapotranspiration via vegetation påvirker direkte infiltrationen og dermed den tid, det tager at nå en given L/S-værdi. Jo større fordampning/evapotranspiration (og jo større overfladeafstrømning), jo mindre vil infiltrationen være, og jo længere tid vil det tage at nå en bestemt L/S-værdi.

Temperatur

Evapotranspirationen øges med temperaturen, og generelt er infiltrationen større i vinterhalvåret end i sommerhalvåret. Hvis der om vinteren forekommer temperaturforhold, som medfører dannelse af en isskorpe på deponeringsanlægget, vil en del af nedbøren, som ellers ville infiltrere i deponeringsanlægget, kunne løbe af som overfladeafstrømning på skrå flader.

Klimaændringer

Fremtidige klimaændringer kan tænkes at medføre generelle ændringer af temperaturer og nedbør samt mere stedspecifikke ændringer i form af oversvømmelser og højere grundvandsniveau. Da kildestyrkeforholdene (og for den sags skyld også stoftransportforholdene) modelmæssigt vil blive beskrevet et godt stykke ud i fremtiden, kan det være vigtigt at tage højde for konsekvenserne af potentielle klimaændringer.

Bilag 3: Strømnings- og stoftransportmodeller anvendt på stedspecifikt niveau

Konceptuelle modeller

En hydrogeologisk tolkningsmodel (konceptuel model) er en arbejdsbeskrivelse af karakteristika og dynamik i grundvandssystemet herunder udveksling til overfladevand, dvs. en beskrivelse af, hvilke strukturelle elementer og hvilke processer, der skal indgå i stoftransportmodellen, og hvilken indbyrdes vægt disse skal have (Refsgaard et al., 2010). Naturen skal oversættes til et numerisk system, og da ikke alle processer og al heterogenitet kan repræsenteres fuldstændigt, er det nødvendigt med en generalisering og simplificering. Evt. kan den usikkerhed der er på stoftransporten repræsenteres af et antal alternative 'konceptuelle modeller' (baseret på et antal hydrogeologiske tolkningsscenarier der kombinerer et antal kildestyrke og transport antagelser).

Som forudsætning for beskrivelsen af processer og strukturer, tidsperioder og parametre, for en stedspecifik vurdering så kræves der en konkret dataindsamling med fokus på den overfladenære hydrogeologi (hydrologiske data fx pejlinger, afstrømningsdata, data vedr. urban hydrologi osv.). Der kan være behov for etablering af monitoringsboringer med prøvetagning og pejledata (vha. dataloggere) nedstrøms (og evt. opstrøms) deponeringsanlæg, hvis der i området er andre punktkilder der kan påvirke vurderingen af forureningsfanen fra deponeringsanlæg. I byområder er det nødvendigt at tage højde for den særlige heterogenitet (fyld, traceer osv.) se KIMONO (2012).

En konceptuel stoftransportmodel følger i princippet elementerne i en konceptuel strømningssmodel, blot kommer der yderligere processer i spil fx densitetsforhold, geokemi (fx redox forhold), reaktive processer og øvrige geokemiske processer. Der er tale om en "eulersk" beskrivelse med løsning af transportligningen i 3D, og det betyder alt andet lige, et krav om en meget detaljeret beskrivelse måske helt ned på 1 meter vertikalt, og 1-5 meter horisontalt, af hensyn til de numeriske forudsætninger og en rimelig korrekt beskrivelse af heterogeniteten.

Den konceptuelle stoftransportmodel skal således kunne gøre rede for hvorledes stoffer adsorberes, spredes, nedbrydes og transporteres med vandstrømningen. Det vil sige, at hvor man i en konceptuel strømningssmodel primært betragter stoftransport med udgangspunkt i strømningssforhold, så vil en konceptuel stoftransportmodel kræve en langt mere transportspecifik tilgang. Der er desuden stor variation i, hvorledes specifikke reaktive processer formuleres, blandt andet afhængigt af vidensniveauet omkring den eller de pågældende processer, hvorfor konceptuelle stoftransportmodeller, bør fokusere på de valgte formuleringer samt disses validitet. Hvis densiteten varierer, vil dette kunne påvirke strømningssbilledet, så vand med høj densitet syner ned mode bunden af grundvandsmagasinet, noget man derfor skal overveje i den konceptuelle stoftransportmodel.

Stedspecifikke modeller

Opstillingen af en konceptuel stoftransportmodel skal som nævnt ovenfor udbygges med følgende elementer:

- Indsamling af koncentrationsdata, og forhold af betydning for stoftransport i grundvand:
 - Gennemgang af overvågningsdata fra modelområdet (perkolatet, opstrøms og nedstrøms monitoringsboringer, overfladevand mv.)
 - Tidsserier analyseres med henblik på vurdering af tidslig dynamik (sæson – år til år variationer), trend mv. herunder sammenligning med variationer i grundvandsspejl, vandspejl i dræn og evt. vandløb og havvandspejl ved kystnær beliggenhed
 - Historik for anlæg og drift af deponeringsanlæg gennemgås

- Koncentrationer fra dybere beliggende magasiner og udenfor deponeringsanlægget med henblik på randbetingelser / baggrunds niveau.
- Identifikation af stoftransportprocesser
 - Relativ betydning af advektion, diffusion og dispersion skal vurderes som en del af den indledende konceptualiseringen; Processer der inddrages i modelleringen udvælges (aktiv og passiv fase).
 - Betydning af evt. densitetseffekt i aktiv og passiv fase bør vurderes.
 - Modellering af dræn (perkolatopsamling og omkring depot) i aktiv/passiv fase bør vurderes og beskrives eksplicit eller ved effektive parametre; Ændringer af lokale strømningsforhold og evt. gradientforhold over bund eller side membraner bør ligeledes vurderes eksplicit.
 - Det vurderes om der skal benyttes AD (Eulersk) eller PT (Lagrangsk); Det er muligt med nogle PT at inddrage dispersion, og AD løsninger kan blive relativt tunge, så man er tvunget til at gå på kompromis med diskretiseringen, dvs. med stor numerisk dispersion til følge. Konikows figur viser hvad det betyder – ved numerisk dispersion bliver koncentrationen meget mindre – så samlet kan denne løsning være meget grovere end PT. Anvendelse af PT er altså et konservativt bud.
 - I kystzonen kan salt-ferskvandsgrænsen evt. inddrages som skarp skilleflade og med fast beliggenhed. Der bør desuden tages højde for evt. densitetsforhold grundet stof/stofkoncentrationer i vurdering af procesvalg.
 - Der skal foretages en vurdering af betydning af densitetseffekter (nedsynkning af perkolatet). Der kan som regel ses bort fra densitetseffekter nedstrøms deponeringsanlæg, med mindre der er tale om meget højpermeable magasinforhold og svarende til saltholdighed (TDS ~ 1500 mg/L); det samme gælder viskositet, der kan påvirke strømningsbilledet.
 - Reaktive processer kan formuleres på meget forskellige måder; valgte formulerings validitet skal derfor vurderes nærmere; Adsorption og nedbrydning af enkeltkomponenter kan beskrives ved de fleste modelkoder; Ud fra valget af procesbeskrivelse for reaktive processer vælges en modelkode der kan håndtere dette .
- Afgræsning af interesseområde (som kan være lokalt/submodel i forhold til strømningsmodellen) og vurdering af relevante tidsskalaer (livscyklus af et deponeringsanlæg aktiv/passiv osv.);
 - Mange koder kan håndtere nestede modeller på forskellig vis; Strømningsmodellen kan typisk være en lokalmodel der dækker fx et opland eller et byområde, og selv være drevet af fx randbetingelser fra en mere regional oplandsmodel. I KIMONO projektet (KIMONO, 2012) er der eksperimenteret med en regional model med randbetingelser fra DK model for Horsens Fjord, en lokal model for Horsens by med randbetingelser fra Horsens Fjord modellen. Stoftransportmodellen var i dette tilfælde en PT model. Forestiller man sig en egentlig stoftransportmodel som submodel til Horsens by modellen, skulle denne model have randbetingelser fra Horsens by modellen, fx for Lossepladsen eller til analyse af en punktkildeforurening (Gasværket eller Collstrop grunden). Det niveau blev ikke modelleret for Horsens, men den tilgrundliggende geologiske model havde en detaljeringsgrad (5x5x1 m) som i princippet tillod en sådan detaljeret beskrivelse af den geologiske heterogenitet med en AD stoftransportmodel. Fyld, trancer med større hydraulisk ledningsevne omkring ledninger og kloakker osv. var nemlig tolket med denne detaljeringsgrad vha. LEAPFROG geologikoden. I Horsens by model blev geologien aggregeret til 50x50x5 meter som var tilstrækkeligt for PT modellen, da modellering havde karakter af en indledende screening på intermedært niveau;

- En relevant rumlig diskretisering (fx gridstørrelse vertikalt og horisontalt) og tidsskala kan med fordel analyseres med analytiske modeller; herved kan forureningsfanens karakteristika samtidig vurderes indledningsvist, fx timing (gennembrud), udstrækning for et homogent grundvandsmagasin; ved mere komplekse og heterogene forhold, kan der anvendes forskellige antagelser til at vurdere bud på forureningsfanens karakteristika;
- Den relevante tidsskala skal omfatte såvel driftsperioden (fra deponeringsstart til slut), omfatte den samlede efterbehandlingsperiode (typisk 30 år), samt de efterfølgende 50 - ∞ år, afhængigt af hvor lang en periode der er nødvendig for at kunne vurdere kritiske koncentrationer ved POC;
- Der skal vælges enten en stationær eller transient strømningssmodel; og en transient stofspredningsberegning ; Hvis der skal vurderes påvirkninger af overfladevand vil en transient strømningssmodel være påkrævet; fx i forbindelse med modellering af stofflux til et vandløb eller et kystnært område i en low flow-situation;
- Identifikation af randbetingelser for stoftransporten (kildestyrke, baggrundskoncentration mv.).
 - Der vælges ved stoftransportmodellering typisk mellem tre typer randbetingelse: Type 1 randbetingelse Dirichlet (specificeret koncentration), Type 2 randbetingelse Neumann (specificeret koncentrationsgradient eller flux) eller Type 3 Cauchy (specificeret koncentration og gradient); Der tidsserie svarende til kildestyrkeberegningen (se ovenfor vedr. kildestyrken / kapitel 5).
 - Udover fokus på kildestyrken som indirekte er kendt ud fra volument og koncentration af det opsamlede perkolat, så er det vigtigt at vurdere de 'sinks' der afdræner grundvandsmagasinet og på den måde fjerne vand og stof fra systemet; Det kan være dræn, vandløb, oppumpninger mm. Funktionaliteten af disse skal eksplicit vurderes såvel for aktiv som passiv fase.
 - Bundmembran system. Bundmembranen (plast/ler) har efter overgang til passiv fase en ændret funktion. Trykgradient over membranen kan ændre sig i takt med hævet grundvandsspejl indenfor depotet ved ophør med perkolatopsamling. Levetid af membransystem og dræn er begrænset, og repræsentering i modellen bør overvejes ved simuleringer af fremtidige koncentrationer ved POC.
- Vurdering af rumlig variabilitet (heterogeniteter) jf. grundvandsmagasinet geologiske forhold.
 - Strømningssmodeller er normalt opbygget på basis af geologisk model, hydrostratigrafisk tolkningsmodel og konceptuel strømningssmodel, i forhold til høj- og lavpermable lag og linser. Der indgår ofte parametre for anisotropi, hvor vertikal ledningsevne antages 1/10 eller 1/100 af horisontal ledningsevne, men strømningssmodeller indeholder sjældent en eksplicit vurdering af heterogeniteten. I stedet antages ensartede parameterværdier for udvalgt lag og linser. Det er imidlertid ikke tilstrækkeligt når det gælder stoftransportmodellering, hvor heterogeniteten er en altafgørende faktor (Konikow, 2011). Det betyder at stoftransportmodeller forudsætter en højere opløsning eller detaljering af den geologiske information, ikke kun i vertikal retning, men også i horisontal retning (fx er byområder typisk super-heterogene med traceer, fyld osv.; KIMONO, 2012), og det samme gælder øvrige områder når man kigger på systemet med stoftransportbriller. Derfor skal man ved stoftransportmodellering have øget fokus på præferentielle strømningssveje (sprækker, sandvinduer, tynde sand eller lerlag, traceer, glacialtektoniske forstyrrede lag osv.) ligesom dual-porosity effekter, og variabiliteten af porøsiteten og den hydrauliske ledningsevne indenfor lag og linser.

- Heterogeniteten kan normalt karakteriseres ud fra forskellige data kilder (geologiske kort, borehulslogging, geofysisk kortlægning, forureningsfanens udbredelse, prøvepumpningstests og slug tests, aldersdateringer og kendskab til aflejringsmiljøet eller sprække udbredelse og intensitet/åbninger). Ukonsoliderede grundvandsmagasiner bestående af smeltevandssand og/eller –grus, silt og ler, kan veksle med relativt impermeable lerlag selv indenfor små afstande.
- Mangelfuld forståelse af heterogeniteten vil give væsentlige fejl på simuleringer af stoftransporten. Derfor skal man hellere stille kritisk spørgsmål til sin tolkning og give plads til alternative divergerende tolkningsmuligheder fx Hvordan påvirker denne her hydrostrategrafiske enhed stofudbredelsen? Hvilke forbindelser er der mellem forskellige grundvandsmagasiner? Er forkastninger i området og hvad betyder de? Er der menneskeskabte påvirkninger fx traceer, fyld osv. der kan fungerer som præferentielle motorveje for stoftransporten? Hvad betyder evt. ikke sløjfede borer? Hvordan kan heterogenitet repræsenteres i modellen? Nedenfor skal vi komme tilbage til anvisninger på, hvordan man så i praksis kan indbygge sådanne alternativer for stedspecifik vurdering.
- Hydrodynamisk dispersivitet er delvis udtryk for variabiliteten af den hydrauliske ledningsevne på forskellige skalaer. I praksis kan denne variabilitet aldrig blive fuldstændig kortlagt, hvorfor dispersiviteten er en effektiv parameter som kan tage højde for noget af den variabilitet som modelleringen ikke kan indbygge fuldt ud. Udover den heterogenitet som kendetegnes af det hydrogeologiske system, så er det i samme grad vigtigt at indbygge en tilsvarende kompleksitet når det gælder parameterisering af fx dræn, aquifer-river exchange, grundvandsdannelse i nærområdet omkring depotet, strømningsveje for aktiv og passiv fase, det vil sige hydraulisk betydning af evt. slutafdækning, vegetationsudvikling, plast og lermembraner osv. incl. disse nedbrydning/forøgede gennemsvivning, over tid.
- Kvantificering af stoftransport parametre der skal benyttes i simuleringerne (fx dispersiviteter, effektiv porøsitet, hydraulisk ledningsevne osv.).
 - Stoftransportmodeller kræver parametre der beskriver advektion, dispersion og diffusion fx effektiv porøsitet, langsgående og tværgående dispersivitet, diffusionskoefficient og densitetsparametre.
 - Den effektive porøsitet og den rumlige variation skal specificeres. Porøsiteten har dels betydning for advektiv flow rate, og dels betydning for det volumen der er til oplagring af masse (kan evt. bestemmes direkte ud fra uforstyrrede kerneboringer). Det er relativt let at kvantificere den totale porøsitet ud fra borekerner, borehulslogging eller litteraturværdier (der findes værdier for forskellige lithologier). Generelt er variationen på porøsiteten mindre end på hydraulisk ledningsevne. Total porøsitet for sand og ler kan typisk ligge mellem 25 og 60 % mens den tilsvarende effektive porøsitet kan væsentlig mindre fx 10-20 %.
 - Dispersiviteten er ligeledes vanskelig at kvantificere, specielt ud fra feltundersøgelser. I stedet er det en typisk kalibreringsparametre. For stedspecifik vurdering kan tracerforsøg bidrage væsentligt til parameterværdier for dispersiviteten. Dispersiviteten er essentielt set et produkt af den modelstruktur man arbejder i, hvorfor alternative konceptuelle godt kan have ret forskellige dispersiviteter efter kalibrering. Dispersiviteten er korreleret med den rumlige skala for modellen (grid skala), hvor den langsgående dispersivitet er anslået til 10 % af forureningens rumlige udbredelse. Tværgående dispersivitet er ofte blot en brøk del heraf, fx to størrelsesordener lavere. Ifølge Zheng and Bennett (2002) kan den vertikale tværgående dispersivitet vurderes til 1/10-1/100 af den tværgående horisontale dispersivitet.

- Diffusionskoefficienten har primært betydning på meget lille skala eller for magasinforhold med meget lavpermeable lag (fx forureningsspredning i ler fra atomaffaldsdepoter eller lignende, hvor forskellige stoffer har forskellig, stofs specifik diffusionskoefficient); i alle øvrige tilfælde har diffusionskoefficienten minimal betydning for stofspredningen; Ved densitetsstrømning er der behov for at relatere perkolatets densitet til koncentration, temperatur og/eller tryk.
- For reaktive stoftransportmodeller er der behov for parametre for geokemiske processer, nedbrydning mv.

Den korrekte repræsentation af heterogeniteten der er så afgørende i stoftransportmodellering, stiller krav om et meget fint grid sammenlignet med strømningens modellens. Præferentielle transportveje og transporttider for forureningsfanen er meget følsomme overfor hvordan heterogeniteten er repræsenteret i modellen, og en detaljeringsgrad som er tilstrækkelig for strømningens modellen, er ikke længere tilstrækkelig for stoftransportmodellen, specielt ikke i den vertikale retning, så diskretiseringen horisontalt, vertikalt og i tid er helt afgørende (se Fig. B3-1).

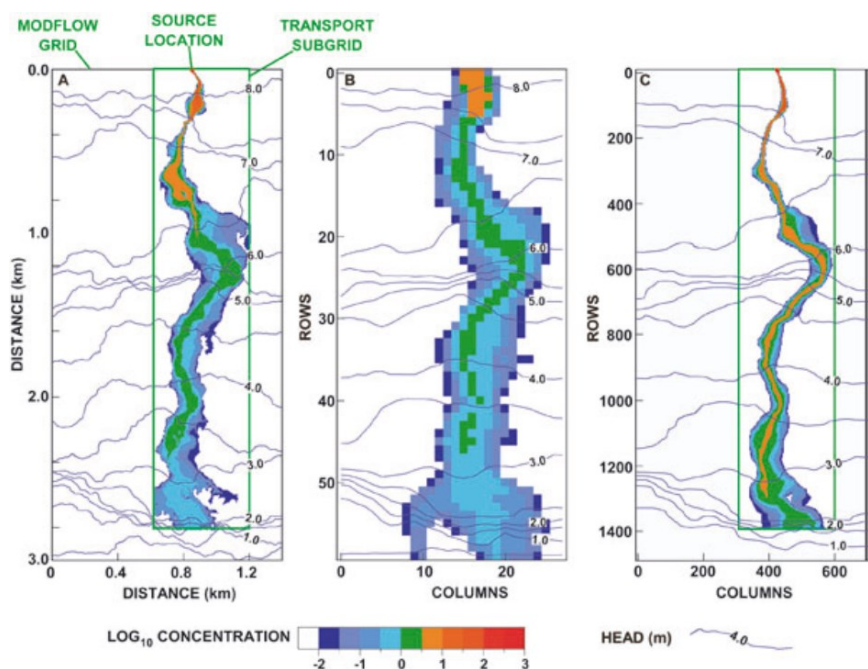
Det fremgår af Figur B4.1 at selvom trykniveau og strømningens retning er rimeligt uændret mellem A (2 m grid) og B (50 m grid), så er der en væsentlig forskel i simuleringen af stoftransporten og forureningsfanens udbredelse, specielt tæt på forureningskilden som er af central betydning for deponeringsanlæg og POCs. Ser man på C (2 m grid men med grov repræsentation af heterogenitet ud fra 50 m interpolation), så er trykniveau og strømningens retning igen rimeligt uændret, men nu viser stoftransportmodellen på dette grundlag en meget smallere fane, med meget høje koncentrationer centralt i fanen. Vurdering ved POC med en sådan model vil næppe kunne opfylde POC.

Konikow (2011) omtaler tilsvarende erfaringer fra en anden lokalitet, der indikerede at 'decimeter skala' heterogenitet havde afgørende betydning for stoftransporten, idet de præferentielle strømningssveje og strømningssbarrierer gør sig gældende helt ned denne skala. Geovejledning 7 (Refsgaard et al., 2010) giver nogen generelle anbefalinger til opstilling af konceptuel model, herunder geologisk og hydrostratigrafisk model. Praktiske anbefalinger til geologisk model og hydrostratigrafisk model (som lagmodel eller voxel-model) kan findes i Geovejledning 3 (Jørgensen et al., 2008). Som allerede nævnt, er forskellene på de konceptuelle modeller i nogle tilfælde afgrænset til forskelle i geologiske modeller, mens det i andre tilfælde kan bestå af forskellige procesligninger, randbetingelser og lignende. Mens det for randbetingelser, inputdata og procesligninger er forholdsvis indlysende, hvordan der kan opstilles alternativer, så er det mere indviklet med den geologiske model. Den geologiske modellering er ifølge Geovejledning 3 opdelt i tre dele: den geologiske forståelsesmodel, den rumlige geologiske model og den hydrostratigrafiske model (Jørgensen et al., 2008). Den rumlige geologiske model og den hydrostratigrafiske model er begge digitale modeller og sidstnævnte vil kunne indarbejdes direkte i den numeriske model uden yderligere oversættelse.

Den geologiske forståelsesmodel indeholder primært en sammenstilling af eksisterende litteratur og geologiske tolkninger, og vil i denne sammenhæng ikke være relevant at lave alternative modeller for. De to digitale modeller indeholder udprægede tolkningselementer, og da det generelt for stoftransportmodeller vurderes, at der er brug for alternative geologiske modeller, så vil det være på disse stadier, de kan udvikles, som minimum fældende for den 'lokal stoftransport' model gældende for deponeringsanlægget og nedstrøms herfor.

Typiske modelkoder til stoftransport er MIKE SHE, MODFLOW og MT3DMS (open source software), der giver mulighed for simulering af multiple reaktiv stoftransport i grundvand. Andre koder er fx MODFLOW SURFACT (mættet/umættet stoftransport; kommerciel software), FEFLOW (mættet / umættet strømning og multipel stoftransport og varme evt. koblet til MIKE 11; kommerciel software), HydroGeoSphere (mættet/umættet strømning og stoftransport inklusive

diskret sprække-transport), RT3D (multi-reaktiv stoftransport i grundvand; open source koblet til MODFLOW), PHT3D (multi-reaktiv stoftransport i grundvand; open source koblet til MODFLOW, MT3DMS og PHREEQC), SEAWAT (mættet strømning og transport af multiple stoffer og varme; open source koblet til MODFLOW og MT3DMS for densitets strømning og transport), MODPATH (partikel strømning koblet til MODFLOW; open source). MIKE SHE/MIKE 11 (umættet/mættet strømning og stoftransport inklusive interaktion med overfladevand; kommerciel software) vurderes umiddelbart at være det mest fleksible værktøj at arbejde med i forhold til øvrige strømningssimulationsopsætninger i Danmark (DK model og en del kortlægningsmodeller opstillet i forbindelse med grundvandskortlægningen), idet både overfladisk afstrømning, umættet og mættet zone strømning og stoftransport kan modelleres stationært og dynamisk med dette modelværktøj og evt. med udgangspunkt i DK model opsætninger (KIMONO 2012).



FIGUR B3-1
Effekt af diskretisering (gridstørrelse) og opløsning af heterogeniteten på simuleret trykniveau og koncentration for en hypotetisk forureningssprednings-case: a: gridstørrelse = 2 m, b: gridstørrelse = 50 m og c: =2 m, men med transmissivitet defineret ud fra 50 m grid (Konikow, 2011).

Det er velkendt, at forskellige løsningsalgoritmer for stoftransport kan give forskellige resultater, se Figur B3.2. Eksemplet i Figur B3.2 viser simuleret koncentrationsudbredelse for en 20-årig udbredelse med forskellige finite differens-algoritmer i MODFLOW-GWT (Konikow, 2011) og MT3DMS (Zheng and Wang, 1999). Det fremgår af figuren, at en forureningsfane simuleret ved hjælp af GWT:MOCWT til venstre har væsentligt højere nedstrøms koncentrationer end beregnet med MT3DMS: MOC. Forskellige MOC løsninger viser 'springende' resultater i for eksempel gennembrudskurver. Man kan derfor konkludere, at simulering af koncentration er mindre nøjagtig, og at der forekommer forskellige fejlkilder f.eks. i relation til den maksimale koncentration eller massebalancen, som ikke normalt er et tilsvarende problem i strømningssimuleringer.

Udover stoftransport som jo er et styrende kriterium (advektion, reaktiv/passiv transport, dispersion, diffusion, nedbrydning og adsorption), kan der være behov for at opstille udvælgelseskriterier for såvel dimensionalitet (1D, 2D og 3D), mættet og/eller variabel mættet (mættet/umættet zone), densitetsafhængig stoftransport, vertikale strømningssprocesser (kobling til overfladevand kvasi 3D eller fuld 3D), steady-state eller transient løsning, automatisk parameterestimeringsrutiner og usikkerhedsanalyse, opsprækket kalk eller

moræner beskrivelse, numerisk stabilitet, håndtering af præ- og postprocessing, mulighed for ændring af kildeteksten, support fra kodeudvikler, numeriske løseres effektivitet, modellørs kendskab til modelkoden og GUI, mulighed for anvendelse af koden af tredjepart (fx interessant, myndighed), omkostning til licenser og oplæring i brug af koden, adgang til kildeteksten, omfang af testning af koden (benchmarking og industristandard).

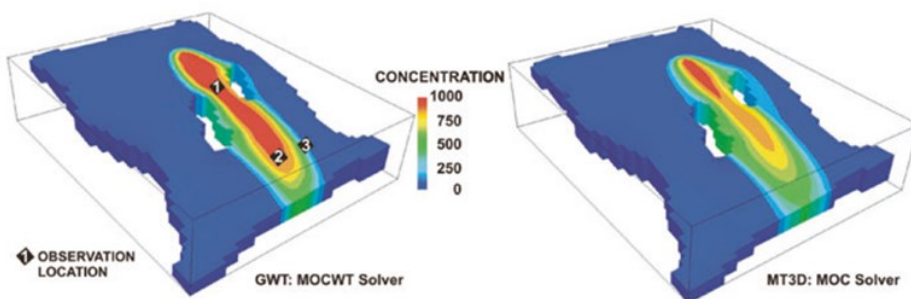
Comparison of Several Measures of Accuracy and Efficiency for Simulating the Test Problem for 20 Years Using Various Solution Algorithms Available in Public-Domain Solute-Transport Models

| | MODFLOW-GWT | | | | MT3DMS | | | | |
|------------------------------|-------------|--------------------|--------|--------------------|--------|------|------|--------------------|-------------------|
| | MOC | MOCWT ¹ | MOCIMP | ELLAM | MOC | MMOC | HMOC | FD | TVD |
| Transport time steps | 190 | 99 | 99 | 99 | 194 | 194 | 194 | 433 | 433 |
| Run time (s) ² | 15.5 | 5.7 | 8.7 | 8.5 | 3.0 | 2.5 | 3.0 | 2.9 | 5.1 |
| Maximum concentration (mg/L) | 1009 | 1001 | 1026 | 1342 | 999 | 999 | 999 | 986 | 1053 |
| Minimum concentration (mg/L) | -3.0 | -4.0 | -38 | -88 | 0 | 0 | 0 | 0 | -9 |
| Mass-balance error (%) | 2.3 | 7×10^{-6} | 0.6 | 4×10^{-5} | 2.8 | 5.7 | 3.3 | 2×10^{-5} | $1 \times 10^{-}$ |

Solution algorithms: MOCIMP = method of characteristics with implicit finite-difference solution for dispersive flux; MMOC = modified method of characteristics; HMOC = hybrid method of characteristics.

¹Spatially varying initial distribution of particles, ranging from 25 to 4 per cell, decreasing in number with distance from plume.

²MT3DMS run times are for transport only, and do not include time to solve flow equation using MODFLOW.



FIGUR B3-2

Sammenligning af forskellige stoftransportløsningsalgoritmer for test case (Konikow, 2011).

Det er naturligvis helt centralt, at stoftransportkode og strømningssmodel kode spiller godt sammen. Jf. Konikow (2011) er løsningen af transportligningen med de gængse løserer ikke uden problemer, da man kan få noget afvigende resultater ved brug af forskellige løsningsmetoder, se Figur B4.2.

Gridopløsningen må som tidligere nævnt være tilstrækkelig fin til, at koncentrationsgradienter kan opløses godt. Det er svært at give nogen helt generelle anvisninger, men den vertikale diskretisering for de øverste modellag bør være rimeligt fin, samtidig med at modellen fortsat er rimeligt robust. Fra grundvandsspejl og ned kan en vertikal diskretisering af de øverste lag på ca. 1 meter derfor være nødvendig. Den horisontale diskretisering bør formentlig vælges i en tilsvarende størrelsesorden (1-5 meter) for Eulersk beskrivelse (AD).

Der findes kriterier for vurdering af, om den valgte gridstørrelse og det valgte tidsstep i stoftransportberegningen er acceptabel jf. grid-Peclet tallet og Courant-tallet. Grid-Peclet tallet er forholdet mellem gridstørrelse og dispersivitet (Peclet-tal under to kan forhindre numeriske instabilitetsproblemer, men værdier op til 10 kan ofte anvendes). Ren advektiv transport (uden dispersion) har en dispersivitet på nul og derfor et uendeligt stort Peclet tal; disse kræver derfor Lagrangsk eller mixed Eulersk-Lagrangsk løsningsalgoritmer.

Courant-tallet, som er forholdet mellem advektiv strømningshastighed og tidsstep delt med gridstørrelsen, skal være mindre en enhedsstørrelse, dvs. at en partikel for eksempel ikke må kunne bevæge sig længere end afstanden mellem to gridceller.

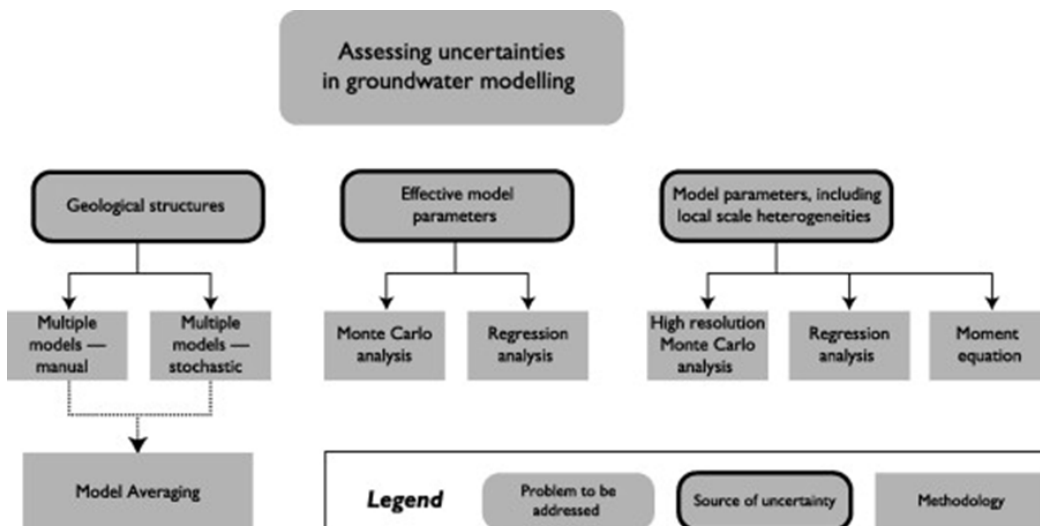
Så snart stoftransportmodellen er konstrueret, udføres testkørsler for at vurdere, om modellen kan afvikles planmæssigt, og om den giver rimelige resultater. Med rimelig menes her blandt andet, at koncentrationer er i den rigtige størrelsesorden set i forhold til for eksempel perkolatkoncentrationer, initialkoncentrationer mv.

Som for strømningmodeller omfatter kalibrering af en stoftransportmodel en vurdering af modellens evne til simulering af observerede koncentrationer, typisk ved POC. Da der både er en strømningmodel og en stoftransportmodel i spil, skal begge delkomponenter i princippet kalibreres. Man vil ofte med fordel kunne anvende invers optimering (af strømningmodellen), da man herved får vigtig feedback om følsomhed af parameterværdier.

Stoftransportmodellen vil som regel være vanskelig at kalibrere ud fra koncentrationsdata, da man sjældent ved deponeringsanlæg vil have ret mange nedstrøms datapunkter. Desuden er stofkoncentrationer følsomme overfor heterogenitet (geologisk struktur og småskalavariation i hydrauliske parameterværdier). Derfor kalibrerer man ofte stoftransportmodeller efter en aggregeret størrelse, f.eks. stofflux i en given afstand eller den samlede masseflux i forureningsfanen. Man kan vælge enten at kalibrere de to delmodeller (strømning og stoftransport) særskilt, eller at kalibrere dem samlet (coupled flow and transport calibration). De væsentligste parametre, der kan 'skrues på' i kalibreringsforløbet for stoftransportmodeller er:

- Effektiv porøsitet
- Dispersivitet
- Diffusions koefficient
- Kildestyrke (forhold der styrer lækage fra depot til grundvand fx tæthed af membransystem mv.)

Usikkerhedsvurdering for stoftransportmodeller kan eventuelt omfatte alternative tolkninger med simplificeringer og/eller udvidelser af tolkningsprincippet og alternativer til strukturforløb og laggrænser. Endelig kan der udvikles stokastiske eller statistiske tolkningsmetoder, som kan udgøre alternativer til den traditionelle tolkning (se Figur B3.3).



FIGUR B3-3
Metodik for usikkerhedsvurdering i grundvandsmodellering med hensyn til geologiske strukturer, effektive modelparametre og modelparametre inklusive lokal skala-heterogenitet (Refsgaard et al., 2012).

Da usikkerhed om geologiske strukturer (hydrostratigrafiske model) eller akvifer-heterogenitet (heterogenitet på lokal skala), om betydning af grundvands-overfladevandsinteraktion (akvifer-flodinteraktion; drænvandsafstrømning, udsivning til havnebassiner eller om betydning af lavpermeable dæmninger mv.) kan være betydelig, er der behov for opstilling af førnævnte alternative konceptuelle modeller, således at modelstrukturusikkerheden kan efterprøves nærmere ved beregninger med modellen. Som vist i B3-3 kan alternative konceptuelle modeller opstilles enten manuelt (multiple models – manual) eller ved stokastiske metoder fx TPROGS (Sonnenborg og Henriksen, 2005) (multiple models – stochastic).

Som minimum bør der altid udføres følsomhedsanalyser vedrørende de vigtigste parametre (effektiv porøsitet, dispersivitet osv.).

Rapportering af stoftransportmodelleringen følger i princippet rapporteringen af strømningssmodellen (Refsgaard et al., 2010), blot med den tilføjelse, at den forøgede kompleksitet vil kræve lidt mere information for en stedspecifik vurdering. Betydningen af geologisk heterogenitet bør nøje vurderes, der bør redegøres for parameterværdier, og de bør vurderes i forhold til simuleringer ved POC. Der bør opstilles en massebalance for stofdelen, og eventuelle massebalancefejl bør vurderes.

Et modelleringsstudie vil typisk involvere fire forskellige grupper af aktører med hver deres ansvarsområde i modelleringsprocessen (se Refsgaard et al., 2010 for en nærmere beskrivelse af modelleringsprocessen):

- Vandressourceforvalter, som er ansvarlig for forvaltningen af vandressourcen og således ansvarlig for, at modelstudiet udføres, så det bidrager til at løse deres opgaver. I forbindelse med deponeringsanlæg deles denne rolle mellem regioner, miljøcentrene og kommuner.
- Modellør, som er ansvarlig for den tekniske gennemførelse af den givne modelleringsopgave. Modelløren er som regel et rådgivende firma.
- Reviewer er en person, som gennemfører et eksternt review af modelleringsstudiet. Revieweren skal have omfattende modelleringserfaring, der som et minimum matcher modellørens. Revieweren udpeges af og refererer til vandressourceforvalteren, men vil i praksis ofte også give råd, som er nyttige for modelløren.
- Interessenter er organisationer, der kan have interesser på spil i forbindelse med opgaven. I forbindelse med deponeringsanlæg er det dels kommuner, og dels personer/organisationer, som kan blive påvirket af driften af deponeringsanlæg, som fx vandselskaber, landbrug og miljøorganisationer. En interessent kan vælge at lade sig bistå af en rådgiver.

Reviews udføres efter forskellige hovedtrin af modellering fx efter konceptuel model, opstilling, kalibrering osv.

Følgende tabel baseret på anbefalinger fra Storbritannien (HRA, 2011) kan evt. danne inspiration vedr. ønskeligt datagrundlag til stedspecifik stoftransportmodellering (Se Tabel B3-1a og b).

Det er ikke muligt præcist at give generelle anbefalinger til antal, frekvens osv. af monitoringspunkter. Det afhænger helt af de nærmere stedspecifikke forhold. Som tidligere nævnt anbefales stedspecifik stoftransportvurdering med henblik på vurdering af overgang fra aktiv til passiv fase, såfremt en simpel vurdering (generelle parametre og antagelser) ikke opfylder kravværdier f.eks. i worst case og gennemsnitsscenario.

TABLE B3-1a
Data til stedspecifik konceptuel model (EA, 2011).

| Site conceptual model issue | Potential site investigations | Additional comments |
|---|--|--|
| The identification of the potential hazards | Field observations of the landfill development. | Can provide invaluable information relating to the potential pathways that may be in existence at the site for example, the observation of perched leachate escaping over outer bunds, the surface run-off of re-circulated leachate that has failed in infiltrate into the waste mass. |
| The definition of the source, pathway and receptor Terms and the establishment of the baseline conditions | Field observations of geological exposures and hydrogeological features such as springs. | Can provide invaluable information relating to geology and hydrogeology of an area. |
| | Installation and logging of geological boreholes and groundwater wells. | <ul style="list-style-type: none"> • To investigate geological stratigraphy and structure. • To determine water table and piezometric levels. • It is important to note that: <ol style="list-style-type: none"> 1. An experienced geotechnical engineer or geologist should supervise the installation of the boreholes, log them and provide detailed descriptions of the finished structures. This is an essential element of the CQA process. 2. Particular attention should be paid to the observation and recording of water strikes and entries, their relative rates of flow and temporary standing water levels. 3. The drilling of boreholes should not create new pathways for groundwater. contamination through the interconnection of layers (strata) that would otherwise be isolated. Careful design and supervision is therefore required. |
| | Laboratory testing of soil and rock materials. | <ul style="list-style-type: none"> • To potentially include properties such as: <ol style="list-style-type: none"> 1. Partition coefficients (Kd) – to determine the degree specific contaminants are retarded within the tested materials.¹⁰ 2. Particle size analysis – to characterise the materials and provide approximate estimations of permeability for certain materials. 3. Undisturbed permeability of clays. 4. Cation exchange capacity (CEC) – to characterise the ability of the materials to attenuate cationic contaminants such as ammonium.¹⁰ 5. Fraction of Organic Carbon (foc) – to characterise the general ability of the material to retard organic contaminants. |
| | Laboratory testing of soils and rocks. | <ul style="list-style-type: none"> • This may include <ol style="list-style-type: none"> 1. Partition coefficients (K_d) – to determine the degree specific contaminants are retarded within the lining materials.⁹ 2. Remoulded permeability of clays – to determine the likely performance of a clay lining material. 3. Cation exchange capacity (CEC) – to characterise the ability of the potential lining materials to attenuate cationic contaminants such as ammonium.¹⁰ 4. Fraction of Organic Carbon (foc) – to characterise the general ability of the lining materials to retard organic contaminants. |

TABLE B3-1b
Data til stedspecifik konceptuel model (EA, 2011).

| Site conceptual model issue | Potential site investigations | Additional comments |
|--|---|--|
| The definition of the source, pathway and receptor Terms and the establishment of the baseline conditions <i>continued</i> | Installation and logging of geological boreholes and groundwater wells. <i>continued</i> | <ul style="list-style-type: none"> Boreholes used for groundwater monitoring should be specifically designed to provide representative samples from each of the horizons of interest without allowing cross-contamination from other water bearing strata. Multiple piezometers in one borehole should be avoided where possible; separate shallow and deep boreholes are preferred. Where appropriate, boreholes should be cored sufficiently (though not necessarily throughout) to provide information on porosity, permeability, moisture content and the openness, frequency and orientation of fracturing. Jar, bulk undisturbed or other special samples should be provided from boreholes advanced using shell and auger techniques. |
| | Installation and logging of leachate wells | May be required to investigate leachate levels and quality within a specific area of the landfill. It is important to note that: <ol style="list-style-type: none"> An experienced geotechnical engineer or geologist should supervise the installation of the wells, log them and provide detailed descriptions of the finished structures. This is an essential element of the CQA process. Particular attention should be paid to the observation and recording of leachate strikes and entries, their relative rates of flow and temporary standing leachate. It is critical that the drilling of leachate wells should not puncture the landfill's lining system. Extremely careful design and supervision is therefore required with appropriate Action Plans in place should this occur. |
| | In-situ testing to determine bulk formation properties. | Includes tests such as falling-head tests and pumping tests which will provide information on parameters such as permeability and specific yield. |
| The definition of the source, pathway and receptor Terms and the establishment of the baseline conditions <i>continued</i> | Tracer tests. | To determine actual groundwater flow directions and rates. It is important to note that <ol style="list-style-type: none"> The tracer material must be suitable for the site setting and the environmental conditions. These investigations are likely to be undertaken by a specialist contractor and should be designed, supervised and interpreted by a suitably qualified and experienced hydrogeologist in co-operation with the Environment Agency and with mind to Environment Agency guidance.¹⁰ All tracer tests should only be carried out following agreement with the Environment Agency. |
| | Leachate monitoring | <ul style="list-style-type: none"> The existing monitoring may need to be augmented in order to provide information on <ol style="list-style-type: none"> The movement of leachate within the landfill and its interrelationship with the outside groundwater. The potential contaminative sources that are present within the leachate. |
| | Detailed environmental monitoring over a period of time. | <ul style="list-style-type: none"> To include both groundwater and surface water in order to establish baseline conditions Information could include both water levels and flow rates as well as water quality It is important to note that any monitoring should normally be carried out over at least 12 months to take account of seasonal variations and to establish a reasonably reliable database of baseline conditions. |
| The definition of the source, pathway and receptor Terms and the establishment of the baseline conditions <i>continued</i> | Non-intrusive surface geophysics | <ul style="list-style-type: none"> A range of tests is available to augment borehole information to assist characterising ground conditions. These investigations are likely to be undertaken by a specialist contractor and should be designed, supervised and interpreted by a suitably qualified and experienced geophysicist. The surveys should be integrated with the intrusive investigation and sufficient borehole control provided to enable calibration and validation of the geophysical results. |
| | Down-hole borehole geophysics. | <ul style="list-style-type: none"> Carried out prior to the installation of well lining in order to obtain information relating to the geological and hydrogeological structure of the borehole. |

Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg

Når et deponeringsanlæg nedlukkes, vil der i en periode stadig skulle opsamles perkolat, som skal håndteres, indtil den ansvarlige myndighed vurderer, at anlægget ikke længere vil kunne udgøre en risiko for uacceptabel påvirkning af omgivelserne. Denne periode kaldes efterbehandlingsperioden.

Rapporten redegør for fastlæggelse af principper og kriterier for, hvornår efterbehandlingsperioden kan anses for afsluttet. Der gives forslag til lokalitetsspecifikke undersøgelser af, om kriterierne kan siges at være opfyldt, dvs. om deponeringsanlæg kan siges ikke længere at udgøre en fare for det omgivende miljø. Endelig er der opstillet en overordnet metodologi til estimering af varigheden af efterbehandlingsperioden under forskellige forudsætninger.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

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

www.mst.dk