



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Delopgave 1- Kildestyrke Opbygning af kildestyrkemodel

Miljøprojekt nr. 2058

December 2018

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Steen Stentsøe, Ole Hjelmars, Erik
Aagaard Hansen, Lizzi Andersen, René Møller
Rosendal

ISBN: 978-87-7038-018-8

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	6
Introduktion til metodik for risikovurdering ved deponering af affald	8
Baggrund	8
Metodik til risikovurdering ved deponering af affald	8
Definitioner	11
Forkortelser og akronymer	16
1. Oversigt og sammenfatning	17
1.1 Formål og baggrund	17
1.2 Principper for kildestyrkeestimering	18
1.2.1 Modellen	18
1.2.2 Kildestyrkeestimering - koncepter	18
1.2.3 Defaultværdier	21
1.2.4 Beregningsenheder	22
1.3 Modellen og de enkelte elementer	23
1.3.1 Oversigt over oplysninger til kildestyrkemodellen	24
1.3.2 Værktøj til estimering af modelparametre til stoffrigivelse	25
1.3.3 Forhold, der ikke er medtaget i modellen	25
1.4 Rapportens opbygning og indhold	26
2. Principper, randbetingelser og grundoplysninger	28
2.1 Principper	28
2.1.1 Formål	28
2.2 Anvendelsesområder og randbetingelser for kildestyrken	32
2.2.1 Anlægskoncepter	32
2.2.2 Anvendelsesområder.	33
2.2.3 Tidshorisont for risikovurderingen	34
2.3 Stedsspecifikke grundoplysninger	35
2.4 Forhold, som ikke er medtaget i modellen	36
3. Perkolatdannelse og kildestyrkemængden	38
3.1 Vandbalancer, deponeringsenheder/lossepladser og driftsfaser	38
3.2 Forenkling af konceptuelle vandbalancer	40
3.2.1 Vandstrømme tilført gennem overfladen	40
3.2.2 Tilsætning/recirkulering af perkolat og tilsætning af rent vand	40
3.2.3 Indtrængende grundvand	40
3.2.4 Udgående vandstrømme	41
3.2.5 Forenklede konceptuelle vandbalancer	41
3.3 Inddata til modellen	42
3.3.1 Estimering af perkolatdannelse	42
3.3.2 L/S-forhold	44
4. Frigivelse af forureningsstoffer fra affaldet	46

4.1	De anvendte principper	46
4.1.1	Stofkoncentration som funktion af L/S eller tid	46
4.1.2	Den kemiske tilstand i affald og perkolat	49
4.1.3	Heterogen vs. homogen gennemstrømning af affaldet	50
4.2	Forhold og data af betydning for beskrivelsen af stofudvaskningen som funktion af tiden	50
4.3	Estimering og anvendelse af C_0 og κ	52
4.3.1	Oversigt	52
4.3.2	Situation 1: Ingen stedspecifikke data og/eller informationer	52
4.3.3	Situation 2: Begrænsede stedspecifikke data	53
4.3.4	Situation 3: Gode stedspecifikke data og informationer	54
4.4	Vurdering og fremskaffelse af perkolatdata	55
4.4.1	Generel kvalitet af data om perkolatsammensætning	55
4.4.2	Stedsspecifikke data om perkolatsammensætningen	55
4.4.3	Udvaskningsdata	55
4.4.4	Datapræferencer og default-data	56
4.4.5	Eksempel på usikkerhed/forskelle ved anvendelse af forskellige typer estimater for C_0 og κ	59
4.5	Anbefalinger vedrørende sikring af anvendelige perkolat kvalitetsdata	61
5.	Frigivelse af perkolat til omgivelserne	64
5.1	Oversigt	64
5.2	Placering af udledningsområde eller udledningspunkt for perkolat fra en deponeringsenhed eller losseplads	64
5.3	Særlige tilfælde	67
5.4	Udsivning af perkolat fra flere enheder på samme deponeringsanlæg	68
5.5	Output fra kildestyrkeestimeringen – input til transportmodellen	69
6.	Forslag til fremtidige forbedringer af værktøjet og datagrundlaget til kildestyrkeestimering	72
7.	Referencer	73
Bilag 1.	Modelgrundlag for infiltrationsberegning	74
Bilag 2.	Fremskaffelse af grundoplysninger	77
Bilag 2.1	Nødvendige og supplerende data og informationer	77
Bilag 2.2	Formål og systematik	81
Bilag 2.3	Historiske oplysninger	82
Bilag 2.4	Generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	83
Bilag 2.5	Driftsforhold	85
Bilag 2.6	Data vedrørende det deponerede affald	85
Bilag 2.7	Data vedrørende perkolat	86
Bilag 2.8	Vandbalancer og klimatiske forhold	87
Bilag 3.	Heterogen vs. homogen strømning	89
Bilag 4.	C_0 og κ-værdier for blandet affald	91

Forord

Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet har i samarbejde udviklet en "*Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald*". Arbejdet er gennemført med opbakning fra branchen, og der har været afholdt møder, hvor branchen har bidraget med kommentarer og input til metodikken.

Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald består af flere moduler og værktøjer, som er opsummeret i nedenstående oversigt.

- **Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald**
- **Eksempler på anvendelse af metodik**
- **Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken**
 - Excelbaseret model til estimering af kildestyrken som funktion af tiden
 - Brugervejledning til kildestyrkemodellen
 - Dokumentationsrapport for Fase 1: Konceptuelle modeller
 - Dokumentationsrapport for Fase 2: Opbygning af kildestyrkemodel
- **Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand**
 - Modelværktøj - GrundRISK Landfill: Analytisk model til estimering af stoftransport i umættet og mættet zone (brugerflade baseret på Matlab)
 - Brugervejledning til GrundRISK Landfill
 - Dokumentationsrapport for udvikling og tilpasning af GrundRISK modellen til brug for deponeringsanlæg og lossepladser (GrundRISK Landfill)
 - Retningslinjer for opstilling af numerisk model til stoftransport i jord og grundvand
- **Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand**
 - Notat om opblanding af perkolatforurennet grundvand i overfladevande samt vurdering af påvirkning i såvel grundvand som overfladevand
 - Dokumentationsrapport for udvikling af model for opblanding af perkolatforurennet grundvand i vandløb
 - Modelværktøj - Mixing of landfill leachate plumes in streams (brugerflade baseret på Matlab)
 - Brugervejledning til modellen - Mixing of landfill leachate plumes in streams

Der er i projektet endvidere gennemført en vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser ved stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald.

Modelværktøjer samt dokumentationsrapporter er samlet på Miljøstyrelsens hjemmeside og kan tilgås via Dansk Affaldsforenings og DepoNets hjemmesider.

Denne rapport er udarbejdet som en delopgave under **Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken**

Følgende organisationer og personer har deltaget i arbejdet:

Styregruppe:

Formand for styregruppen: Anne Elizabeth Kamstrup, Camilla Bjerre Søndergaard, Kåre Svarre Jacobsen, Christian Vind, Miljøstyrelsen,
Mikkel Clausen, Niels Bukholt, Lisbet Poll, Miljøstyrelsen
Jan Reisz, Miljøstyrelsen Virksomheder
Charlotte Fischer, Jacob Hartvig Simonsen, Dansk Affaldsforening
Martin Søndergaard, Per Wellendorph, AV Miljø
Rasmus Olsen, Odense Renovation
Morten Therkildsen, Reno Djurs

Koordinationsgruppe:

Jette Bjerre Hansen (projektkoordinator), DAKOFA
Dagmar Schou, Marie Førby, Jens Aabling, Miljøstyrelsen
Inge Lise Therkildsen, Miljøstyrelsen Virksomheder
Niels Remtoft, Mette Godiksen, Dansk Affaldsforening

Konsulenter og udviklere på delmoduler af metodikken:

Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken

COWI ved Lizzi Andersen og Steen Stentsøe, Danish Waste Solutions ved Ole Hjelmars, Erik Aagaard Hansen og René Møller Rosendal, ECN ved André van Zommern

Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand

DTU Miljø ved Luca Locatelli, Poul L. Bjerg og Philip J Binning

Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering af påvirkning i overfladevand og grundvand

DTU Miljø ved Grégory Guillaume Lemaire og Poul L. Bjerg
Rambøll ved Dorte Harrekilde

Vurdering af konsekvenser i relation til at overgå til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald

COWI ved Steen Stentsøe, Lars Grue Jensen og Tage Vikjær Bote

Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

COWI ved Tage Bote Kjær, Danish Waste Solutions ved Ole Hjelmars, DAKOFA ved Jette Bjerre Hansen.

Introduktion til metodik for risikovurdering ved deponering af affald

Baggrund

I Danmark har vi gennem mange år haft fokus på at beskytte miljøet omkring de danske deponeringsanlæg. Senest implementerede vi i 2009 EU's deponeringsdirektiv, som indeholder en række foranstaltninger i forhold til miljøbeskyttelse. Ved den danske implementering blev direktivets krav til miljøbeskyttelse tilpasset de danske forhold ud fra nogle generelle betragtninger. Principperne omkring kystnærhed / ikke-kystnærhed, anlægsfaktorer samt anlægsklasserne blev i den forbindelse introduceret. Især kystnærhedsprincippet har vist sig at give visse udfordringer, og senest i 2020 må der efter de nuværende regler ikke længere modtages blandet affald til deponering på ikke-kystnære enheder. Branchen har derfor ønsket at få mulighed for at kunne gennemføre en konkret og stedsspecifik vurdering af miljøpåvirkningen fra det enkelte deponeringsanlæg, som et kvalificeret alternativ til de generelle krav i lovgivningen. Samtidig har branchen længe manglet et egentligt værktøj til at kunne estimere miljøpåvirkningen fra deponering af affald som funktion af tiden, og som vil kunne danne grundlag for et kvalificeret estimat af længden af efterbehandlingstiden. Dette er nødvendigt for beregning af den krævede sikkerhedsstillelse.

En metodik til vurdering af påvirkning af jord og vandmiljø fra deponeringsanlæg vil derfor kunne bidrage til at få kvalificeret svar på de mange spørgsmål, som er helt centrale i forbindelse med etablering, drift og afslutning af deponeringsanlæg.

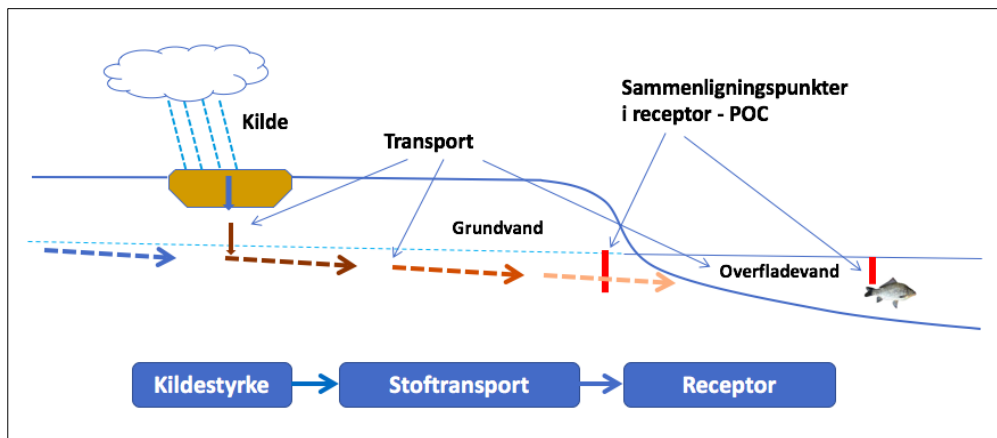
Metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Dansk Affaldsforening, Miljøstyrelsen og DepoNet er derfor gået sammen om at udvikle en metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald i forhold til at synliggøre forureningspåvirkningen af det omkringliggende miljø; grundvand, overfladevand samt natur.

Metodikken finder anvendelse for:

- Alle deponeringsanlæg i drift (kystnære og ikke kystnære)
- Afsluttede deponeringsanlæg i efterbehandling
- Udvidelser af bestående deponeringsanlæg
- Planlægning af eventuelle nye deponeringsanlæg
- Nedlukkede lossepladser
- Nedlagte ukontrollerede lossepladser under den offentlige indsats administreret af regionerne

Metodikken er baseret på nyeste viden samt de grundlæggende principper, som også er anvendt i forbindelse med fastsættelse af acceptkriterier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg (Bekendtgørelse om deponeringsanlæg, BEK 719:2011). Principperne er illustreret i nedenstående figur.



Afhængig af de stedsspecifikke forhold omfatter metodikken flere af følgende elementer; stoffrigivelse fra det deponerede affald i kilden som funktion af tiden, stoftransport gennem en umættet og mættet zone samt stofudsivning til overfladevand, opblanding og vurdering af påvirkningen i recipienten.

Metodikken er opbygget i moduler, og hvor det har været muligt anvendes en iterativ arbejdsproces, hvor metodikken indledningsvis er simpel, generisk og konservativ. Efter behov er det muligt at anvende stedsspecifikke data i modellen og inkludere mere avancerede vurderinger.

Følgende er indeholdt i metodikken:

Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Sammenfatningen giver en overordnet beskrivelse af tilgangen anvendt i metodikken samt en trinvis beskrivelse af metodikkens anvendelse. Der gives på hvert trin henvisninger til de konkrete værktøjer, der foreslås anvendt. Sammenfatningen indeholder også et overblik over de forhold, som det ikke har været muligt at afklare endeligt i metodikken samt anbefalinger til hvordan metodikken kan forbedres.

Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken

Der er opbygget en excel-baseret model til estimering af kildestyrken. Modellen kræver stedspecifikke data for kildens fysiske udformning samt data for stoffrigivelse (perkolatkoncentration) og perkolatdannelse over tid. Såfremt stedsspecifikke data for stoffrigivelse og perkolatdannelse ikke er tilgængelige, er der i modellen indarbejdet en mulighed for at anvende default værdier. Modellens output beskriver stofkoncentration og perkolatmængde fra kilden som funktion af tiden i overgangen mellem kildens bund og det omkringliggende miljø (kildestyrken). Der er udarbejdet en brugervejledning til modellen samt 2 baggrundsrapporter om principper for opstilling af model samt valg og forudsætninger.

Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand

Beskrivelse af stoftransport i jord og grundvand kan foretages vha. en analytisk model eller en numerisk model. Dette modul indeholder dels en analytisk model udviklet og tilpasset til deponeringsanlæg og lossepladser (GrundRISK Landfill), dels retningslinjer for opstilling af en numerisk model. GrundRISK Landfill er baseret på forholdsvis få stedsspecifikke oplysninger og giver et forsimplet men konservativt billede af, hvordan forureningsstoffer transporteres gennem umættet og mættet zone over tid. Modellen kan regne på flere deponeringsenheder og give et samlet billede for påvirkningen i grundvandet nedstrøms. Model-output fra Kildestyrkemodellen er datainput til såvel GrundRISK Landfill som en numerisk model. Der er udarbejdet en brugervejledning til GrundRISK Landfill samt en dokumentationsrapport for udvikling og tilpasning af modellen.

Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand

Der er udarbejdet et notat, som giver et overblik over, hvilke recipienter der er relevante at inddrage i forbindelse med vurdering af miljøpåvirkningen fra deponeringsanlæg samt i hvilke situationer. Notatet sammenfatter kriterier for fastsættelse af sammenligningspunktet (point of compliance), miljøkrav og –mål samt praksis for udpegning af blandingszoner. Der gives endvidere et overblik over gældende lovgivning for receptorer.

Udsivning af perkolatforurenede grundvand til vandløb har været et særligt opmærksomhedspunkt. Der er opstillet en model til belysning af, hvordan stofudsivning og -spredning i vandløbet sker fra en bred front i brinken, og der er givet anbefalinger til, hvordan påvirkningen af vandløbet vurderes. Der er udarbejdet en brugervejledning til modellen samt en dokumentationsrapport for udviklingen.

Vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser

Der er gennemført en vurdering af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser for et deponeringsanlæg ved anvendelse af en stedsspecifik tilgang til vurdering af risiko for påvirkning af det omkringliggende miljø fra påvirkninger relateret til frigivelse af perkolat. Vurderingen omfatter konsekvenserne for det enkelte anlæg og på grundlag heraf er de overordnede konsekvenser ved metodikkens anvendelse for deponering af affald i Danmark vurderet.

Definitioner

Definitioner	Betydning i dette projekt
90 %-fraktil	En værdi, som angiver, at 90 % af observationerne i en population er mindre end denne værdi (og 10 % af observationerne er større).
Andet overfladevand	Overfladevand – dvs. synligt vand – som ikke er indlandsvand – se definitionen heraf. I praksis er dette alt ikke-ferskt overfladevand (fjord og hav). Udtrykket benyttes i BEK 439/2016 (erstattet af BEK 1625/2017).
Basisstofliste	Liste over stoffer, som for en given type deponeringsenhed eller losseplads skal danne udgangspunkt for valg af stoffer, som skal indgå i kildestyrkeestimeringen og risikovurderingen. Basisstoflisten skal tilpasses det konkrete anlæg, der ønskes risikovurderet. Basisstoflisten suppleres og/eller reduceres på grundlag af stedspecifikke informationer om det deponerede affald, perkolatets sammensætning og receptor.
BEK-stoflisten	En stofliste, som indgår i alle basisstoflister, og som i udgangspunktet er baseret på de stoffer, for hvilke der i BEK 1049/2013 (deponeringsbekendtgørelsen) stilles krav til indhold eller udvaskning. Listen er modificeret under hensyntagen til blandt andet stoffernes mobilitet og geokemiske egenskaber.
Beregningsenhed	En beregningsmæssig enhed, som kan bestå af flere deponeringsenheder og/eller lossepladser, der afviger fra hinanden med hensyn til opfyldningsperiode og præcis affaldssammensætning, men som på grund af praktiske forhold (f.eks. overlap, fælles perkolatsamlingssystem) indgår som én samlet enhed i kildestyrkeestimeringen.
Deponeringsanlæg	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering på landjorden. Et deponeringsanlæg kan bestå af flere deponeringsenheder/lossepladser, som kan være igangværende eller under efterbehandling.
Deponeringsenhed	En afgrænset og veldefineret del af et deponeringsanlæg, hvor der som udgangspunkt deponeres affaldstyper tilhørende samme affaldsklasse, og hvor der, medmindre anlægget er godkendt uden membran- og perkolatsamlingssystem, er etableret separat perkolatsamling. En deponeringsenhed kan være opdelt i celler (fra BEK 1049/2013).

Drænsystem, perkolationsamlingssystem	Mellem affaldet og membransystemet er der normalt etableret et perkolationsamlingssystem. Dette omfatter typisk et dræn- og beskyttelseslag af grus udlagt direkte over membransystemet, hvori der er lagt linjedræn i form af stenfaskiner, eventuelt suppleret med et indbygget drænrør. Linjedræne fører perkolatet til en samlebrønd, hvorfra det - evt. ved pumpning - bortledes fra deponeringsenheden.
Efterbehandlingsperiode	Betegner for en losseplads eller en deponeringsenhed perioden fra afslutningen af opfyldningsperioden og etablering af slutaftdækning indtil lossepladsen/deponeringsenheden overgår til passiv tilstand. I efterbehandlingsperioden fortsætter såvel opsamling og behandling som monitorering af perkolat og monitorering af grundvand/overfladevand. Enheden eller lossepladsen vil i efterbehandlingsperioden fortsat være omfattet af en miljøgodkendelse.
Heterogent vandflow	Uensartet gennemstrømning (typisk af nedbør) gennem affaldet
Indlandsvand	Alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles (jf. BEK 439/2016 – efterfølgende erstattet af BEK 1625/2017). I praksis omfatter bekendtgørelsen dog pt. kun konkrete EU-fastsatte krav til kvaliteten af grundvand for nitrat og aktive stoffer i pesticider, herunder deres relevante omdannelses-, nedbrydnings- og reaktionsprodukter), mens der er en lang række miljøkvalitetskrav hørende til overfladevand – for såvel vandfase, sediment som for biota.
Inert stof	Et stof, der ikke forventes at interagere med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption)
Kappa, κ	Stof- og affaldsspecifik konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof ved udvaskning fra et givet materiale aftager som funktion af L/S. En lav kappa-værdi betegner en langsom udvaskning, og en høj kappa-værdi angiver en hurtig udvaskning. Angives typisk i kg/l.
Kd	Distributionskoefficient for et stof mellem dets koncentration i faststoffasen og dets koncentration i væskefasen, f.eks. i et jord-/grundvandssystem - Kd benyttes som et udtryk for et stofs evne til at adsorberes til jord og dermed til at beskrive dets mobilitet. Jo større Kd, jo mindre mobilitet. Angives som regel i l/kg.

Kildestyrke	Kildestyrken for et givet stof er den stofmængde per tidsenhed (stofflux), som udsiver fra en losseplads eller en deponeringsenhed. Den kan beskrives direkte som en stofflux eller som produktet af kildestyrkemængden og gennemsnitskoncentrationen af stoffet i perkolatet over samme periode). Kildestyrken vil være en funktion af tiden. Kildestyrken kan udgøre hele den per tidsenhed udvaskede stofmængde eller dele af den.
Kildestyrkemængde	Volumenet af det udsivende perkolat over en vis tid.
L/S, væske-/faststofforhold	Forholdet mellem den vandmængde (L), som på et givet tidspunkt har gennemstrømmet en bestemt mængde affald (S). Angives som regel i volumen/masseenhed (l/kg = m ³ /ton).
Losseplads	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering, som ikke er eller har været godkendt efter 16. juli 2001 (og som er nu nedlagt eller nedlukket). Se også "nedlagt losseplads" og "nedlukket kontrolleret losseplads" henholdsvis "nedlukket ukontrolleret losseplads"
Median	50 %-fraktilen (se også 90 %-fraktil)
Membran, membransystem	En membran eller et membransystem er en barriere mellem affaldet i en deponeringsenhed og omgivelserne. Membransystemet kan bestå af plast og/eller ler. I moderne anlæg er der typisk krav om, at membransystemet skal omfatte en geologisk barriere (et naturligt eller kunstigt etableret lerlag) og en plastmembran udlagt derover. Medmindre andet er nævnt, vil der være tale om bund- og sidemembraner. I kildestyrkeestimeringen skelnes der ikke mellem membraner af plast, ler eller begge dele.
Morfologi	Fysisk form og opbygning af (i denne sammenhæng) affald
NA	Nødvendig attenuering for et givet stof (den faktor, hvormed en given kildestyrkekoncentration skal reduceres, f.eks. gennem sorption og hydrodynamisk dispersion, under transporten til receptor gennem umættet og mættet zone) for at overholde vandkvalitetskravet ved POC)
Nedlagt losseplads	En losseplads, der betegnes som nedlagt, er ikke reguleret af en miljøgodkendelse. Sådanne anlæg har typisk ikke miljøbeskyttelsessystemer som membraner og/eller perkolatopsamlingsystemer, eller disse fungerer ikke. Kompetencen ligger hos regionen.
Nedlukket kontrolleret losseplads	En nedlukket losseplads, der er reguleret af en miljøgodkendelse, som er overgået til efterbehandling, og som er udstyret med miljøbeskyttelsessystemer, der ikke nødvendigvis lever op til de nugældende regler. Vil være omfattet af regelmæssigt miljøtilsyn fra kommune/stat.

Nedlukket ukontrolleret losseplads	En nedlukket losseplads, der er reguleret af en miljøgodkendelse, og som er overgået til efterbehandling. Lossepladsen har typisk ingen eller kun meget dårligt fungerende miljøbeskyttelsessystemer. Vil være omfattet af regelmæssigt miljøtilsyn fra kommune/stat.
Nedlukning	Betegner afslutningen af opfyldningsperioden for en losseplads eller en deponeringsenhed. Der deponeres ikke længere affald, det deponerede affald slutafdækkes, terrænreguleres og beplantes m.v., og efterbehandlingsperioden starter.
Opfyldningsperiode	Den periode, hvor der deponeres/er blevet deponeret affald på en deponeringsenhed eller en losseplads.
Overgangsfase	Overgangsfasen er sidste del af efterbehandlingsperioden på en losseplads eller et deponeringsanlæg fra det tidspunkt, hvor det forventes, at miljøbelastningen fra det dannede perkolat vil være acceptabel i omgivelserne, og indtil man er sikker på, at dette er tilfældet. Når opsamlingen af perkolat stoppes, vil perkolatstanden i affaldet stige indtil et niveau svarende til membransystemets kanter, og affaldet herunder vil blive vandmættet. Dette kan medføre supplerende udvaskning og dermed en koncentrationsstigning i perkolatet – måske til et niveau, der ikke kan accepteres nedsivet i omgivelserne. Efterbehandlingen skal derfor fortsætte indtil koncentrationsniveauet er acceptabelt. Dette er en fase, som ikke er defineret i Deponeringsbekendtgørelsen (BEK 1049/2013).
Oxyanion	Negativt ladet forbindelse (ion) mellem et metal/metalloid og ilt, f.eks. arsenat AsO_4^{3-} , kromat CrO_4^{2-} .
Passiv tilstand	For deponeringsanlæg /-enheder samt nedlukkede lossepladser betegner passiv tilstand en situation, hvor miljøbelastningen anses for acceptabel, og miljøbeskyttende systemer ikke længere er nødvendige. Det vil sige, at der ikke længere sker en opsamling og behandling af det dannede perkolat som kan og vil udsive til omgivelserne, og monitoreringen stoppes. Når tilsynsmyndigheden har truffet afgørelse om, at efterbehandlingen kan anses for afsluttet, kan miljøgodkendelsen ophæves, og sagen overdrages til regionens administration. For nedlagte lossepladser, som er under regionens administration, betegner passiv tilstand den de-facto tilstand, som disse i dag befinder sig i, hvor det producerede perkolat udsiver til omgivelserne, dog uden at det nødvendigvis vides eller er undersøgt, om miljøbelastningen kan anses for acceptabel (i nogle tilfælde vides det dog, at det er den ikke).

Perkolatproduktion	Den mængde perkolat, som over et givet tidsrum dannes i en losseplads eller en deponeringsenhed. Perkolatproduktionen kan angives som et volumen per tidsenhed (m ³ per år eller dag) eller som et akkumuleret volumen til et givet tidspunkt. Kildestyrkemængden kan udgøre en del af eller hele perkolatproduktionen.
POC	Point Of Compliance - sammenligningspunkt nedstrøms for en deponeringsenhed eller et deponeringsanlæg, hvor der sættes krav til miljøpåvirkningen. I en stedsspecifik risikovurdering kan der være flere sammenligningspunkter (POC'er).
Reaktivt stof	Et stof, der forventes at reagere i eller med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption).
Yderligere reducerede krav	Hvis det ved en miljøkonsekvensvurdering kan godtgøres, at perkolatet fra de affaldstyper, der er optaget på et deponeringsanlægs positivliste, ikke indeholder forurenende stoffer i koncentrationer, der på kort eller langt sigt giver anledning til overskridelse af fastsatte miljøkvalitetskrav for det berørte vandområde, kan godkendelsesmyndighedens krav til deponeringsanlæggets eller deponeringsenhedens membransystem reduceres yderligere eller helt bortfalde (Deponeringsbekendtgørelsen - BEK 1049/2013).

Forkortelser og akronymer

Akronymer	Betydning i dette projekt
AOVK	Miljøkvalitetskrav for andet overfladevand (jf. BEK 439/2016)
BTEX	Samlebetegnelse for benzen, toluen, ethylbenzen og xylener
DDT	Diklor(diphenyl)triklorethan
DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalat
DOC	Opløst organisk kulstof (estimeres ofte som perkolatets indhold af ikke-flygtigt organisk kulstof, NVOC)
DVK	Drikkevandskvalitetskriterier
GVK	Grundvandskvalitetskriterier
GVS	Grundvandsspejl
ILVK	Kvalitetskriterier for indlandsvand (jf. BEK 439/2016)
LAS	Lineære alkylbenzensulfonater
MCPP	Mecoprop, 2-(4-chloro-2-methylphenoxy)propionsyre
MTBE	Methyltertiærbutylæter
PAH MST	De 7 polycykliske aromatiske hydrokarboner, som indgår i Miljøstyrelsens krav til målinger på jord og affald.
PAH 16	De 16 polycykliske aromatiske hydrokarboner, som indgår i US EPA's analyseprogram
PCB7	De 7 kongenerer af polyklorerede biphenyler, der indgår i beregningen af totalindholdet af PCB (= PCB7 x5)
PRTR	European Pollutant and Transfer Register, Register over udledning og overførsel af forurenende stoffer
TOC	Totalindhold af organisk kulstof
UZ	Umættet zone (jordlaget over grundvandsspejlet)

1. Oversigt og sammenfatning

1.1 Formål og baggrund

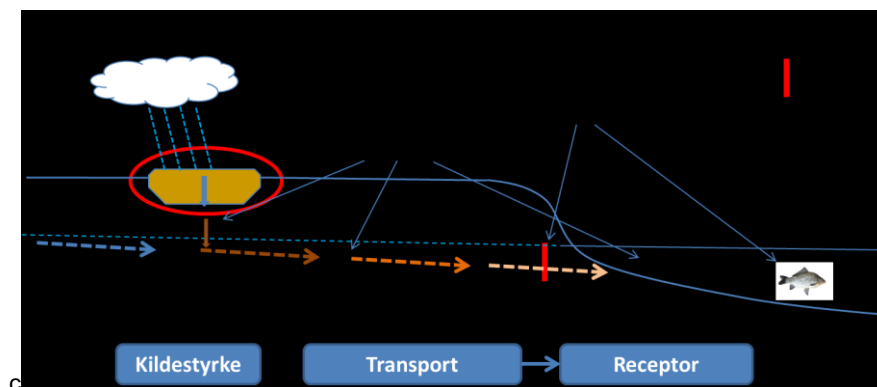
Formålet med Delopgave 1 er at udvikle en model til estimering af kildestyrken fra deponeret affald som funktion af tiden. Den nyeste viden, herunder viden tilgængelig hos udenlandske eksperter skal inddrages.

Denne rapport udgør Fase 2 af delopgave 1 om kildestyrken og omhandler opbygning af delementer, der indgår i kildestyrkeestimering. Arbejdet tager udgangspunkt i de undersøgelser og overvejelser og de resulterende valg fra Fase 1 af delopgaven: Grundlag for beslutning vedrørende kritiske forhold og parametre. Fase 1 er afrapporteret separat, jf. Miljøstyrelsen 2018a.

Rapporten udgør dokumentationsgrundlaget for kildestyrkemodellen og brugervejledningen. Dette vedrører primært følgende:

- Grundoplysninger og randbetingelser
- Frigivelse af forureningsstoffer fra affaldet
- Perkolatdannelse
- Frigivelse af perkolat til omgivelser.

Risikovurderinger omfatter frigivelse af forurenende stoffer fra kilden som funktion af tiden, transport af forureningsstoffer i jord og grundvand, samt vurdering af påvirkningen i receptor. Processerne er illustreret i Figur 1-1. De to sidste elementer i risikovurderingen, stoftransporten og vurdering af påvirkning i receptor, behandles separat i to andre delopgaver.



Figur 1-1 Principskitse af elementerne i risikovurdering ved deponering af affald.

Delopgave 1 omfatter udvikling af en model til estimering af kildestyrken fra deponeret affald som funktion af tiden – i ovenstående illustration afgrænset med en rød cirkel. Modellen skal omfatte estimering af kildestyrke fra følgende anlæg:

- Planlagte, igangværende eller nedlukkede deponeringsanlæg/-enheder
- Nedlukkede kontrollerede eller ukontrollerede lossepladser.
- Nedlagte kontrollerede eller ukontrollerede lossepladser.

1.2 Principper for kildestyrkeestimering

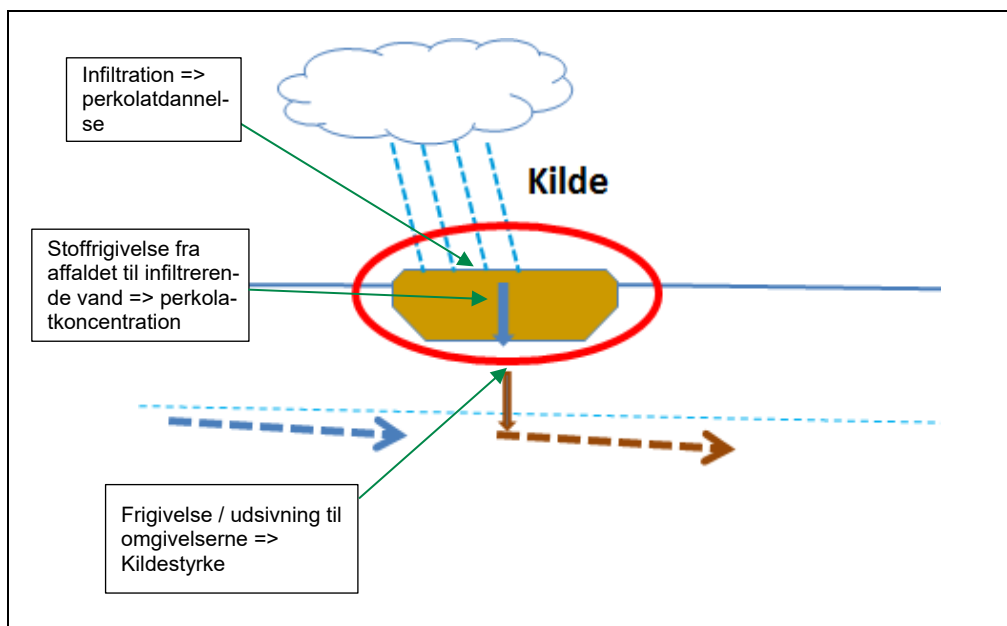
1.2.1 Modellen

Der er opstillet en regnearksmodel, der kan estimere **kildestyrken som funktion af tiden** for alle typer af anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering - omfattende planlagte, igangværende, nedlukkede eller nedlagte anlæg. Modellen kan håndtere både anlæg med og anlæg uden et membran- og perkolatsamlingsystem. Resultaterne fra modelberegningen er en liste over samhørende værdier for perkolatkoncentrationen og den udsivende perkolatmængde for hvert år fra anlægget blev taget i brug og op til 500 år efter start på udsivning af perkolat.

Kildestyrken kan estimeres med modellen på baggrund af oplysninger om lokalspecifikke forhold, hvilket omfatter anlæggets indretning, det deponerede affalds udvaskningsegenskaber og lokale klima- og grundvandsforhold. Hvis der ikke i tilstrækkelig omfang foreligger lokalspecifikke oplysninger kan modellen estimere en generisk og konservativ kildestyrke baseret på generiske modelværdier (defaultværdier).

1.2.2 Kildestyrkeestimering - koncepter

For at kunne vurdere risikoen skal man til enhver tid i anlæggets levetid estimere/kende udsivningen af de relevante forurenende stoffer fra anlægget. Her benyttes termen **kildestyrke** - defineret som massen af et givet stof pr. tidsenhed altså en stoffluks – f.eks. i kg/år. Kildestyrken vil være en funktion af tiden fra det øjeblik, hvor anlægget påbegyndes opfyldt og i en periode indtil f.eks. 500 år efter, at udsivningen af perkolat er startet. I dette projekt er det valgt at estimere kildestyrken i en periode på 500 år efter starten på udsivningen af perkolat til omgivelserne for den pågældende enhed.



Figur 1-2 Konceptuelle randbetingelser for kildestyrkeestimering

Stofferne i det deponerede affald opløses i det vand, der kommer i kontakt med affaldet. Dette kan være vand, der trænger ind i affaldet ved infiltration fra nedbør og tilstrømmende overfladevand, aktivt tilført ubelastet vand, perkolat, samt indtrængende grundvand. Den årlige vandmængde, der således er i kontakt med affaldet, udgør den **årlige perkolatproduktion** i anlægget.

Perkolatet kan forlade anlægget enten ved at det opsamles og afledes til ekstern behandling (eller udledning) eller at det udsiver ved at trænge gennem anlæggets bund og sider eller løbe

over anlæggets kanter. Den samlede mængde af vand, der således udsiver fra anlægget udgør **kildestyrkemængden**.

Kildestyrken på et givet tidspunkt vil derfor være mængden per tidsenhed af det relevante stof, som med perkolatet udsiver til omgivelserne – med andre ord vil den være produktet af **stofkoncentrationen** i perkolatet og den mængde perkolat, som udsiver på det givne tidspunkt – dvs. kildestyrkemængden.

Stoffrigivelse fra affaldet - perkolatkoncentrationen

Stofkoncentrationen i perkolatet er på et givet tidspunkt afhængig af, hvor meget vand affaldet har været i kontakt med. Således vil koncentrationen typisk være størst umiddelbart efter, at affaldet er deponeret og derefter reduceres med tiden i takt med at vand strømmer gennem affaldet. Stofudvaskningen kan beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af L/S – f.eks. med følgende matematiske udtryk:

$$C_i(L/S) = C_0 \cdot e^{(-\kappa \cdot L/S)}$$

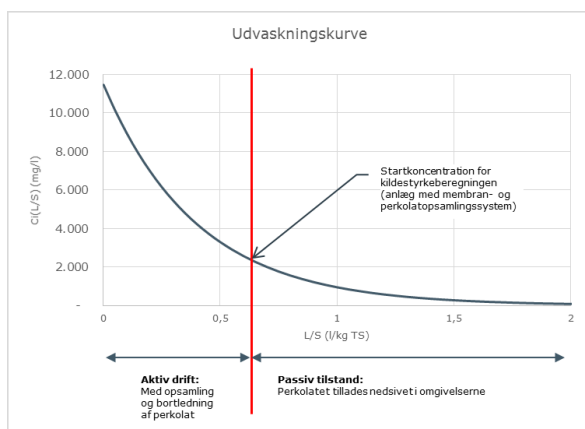
hvor: C_0 er perkolatkoncentrationen ved udvaskningens start
 κ er affalds- og stofspecifik udvaskningskonstant
 L = akkumuleret perkolatproduktion (liquids)
 S = Tør-vægten af affaldet (solids)

For at tage højde for, at den meget lange fremskrivningsperiode er baseret på data indsamlet over en forholdsvis kort tidsperiode, er ligningen dog i modellen modificeret til:

$$C_i(L/S) = C_0 \cdot e^{(-\kappa \cdot L/S)} \cdot e^{(-L/S/a)}$$

hvor a er den værdi af L/S, der svarer til slutpunktet for beregningsperioden (f.eks. efter 500 år).

L/S-forholdet for det deponerede affald på et givet tidspunkt er forholdet mellem den samlede tørstofmængde (S = solids) og den akkumulerede mængde vand (L = liquids), der er løbet gennem samme masse af affald – dvs. perkolatproduktionen. Den akkumulerede perkolatproduktion vokser over tid med mængden af infiltrerende vand til affaldet, hvorfor L i L/S vil vokse med tiden, mens S (efter opfyldningen er overstået) vil være konstant. For et anlæg vil L/S derfor ligeledes vokse med tiden, og stofkoncentrationen i perkolatet vil falde. L/S forholdet omsættes i en risikovurdering til tid (se kapitel 3.1). I Figur 1-3 ses et eksempel på, hvorledes en eksponentielt aftagende udvaskningskurve kan se ud.



Figur 1-3: Figuren illustrerer den eksponentielt aftagende stofudvaskningskurve, som er grundlaget for at bestemme stofudvaskningen i kildestyrkemodellen. På figuren er ligeledes illustreret, at ved opsamling og bortledning af perkolat reduceres kildestyrken betydeligt, inden perkolatet tillades udledt til omgivelserne.

Som illustreret vil perkolatkoncentrationerne reduceres med tiden på grund af stofudvaskningen. I et deponeringsanlæg, som er etableret med membran og perkolatopsamlingssystem, vil perkolatet under den aktive drift blive opsamlet og bortledt fra anlægget. På et tidspunkt vil perkolatkoncentrationen være faldet til et acceptabelt niveau, hvor perkolatet kan tillades nedsi-
vet i omgivelserne og det kan besluttes at ophøre med opsamling og bortledning af perkolat. En betydelig del af stofudvaskning fra affaldet sker således frem til dette tidspunkt og ved bestemmelse af kildestyrken tages der i modellen højde for denne stoffjernelse (se kapitel 4)

Affaldets specifikke udvaskningsegenskaber – dvs. C_0 og κ (**kappa**) – kan estimeres ud fra konkrete sammenhængende værdier mellem perkolatproduktionen (L), stofkoncentrationen i perkolatet (C_i) og affaldsmængden (S), eller ud fra resultater af udvaskningsforsøg.

Affaldets udvaskningsegenskaber er selvsagt nøgleinformationer for at kunne vurdere kildestyrkens udvikling. Der er for nærværende kun få data til bestemmelse af disse – specielt for blandet affald. Det anbefales derfor, at dette datagrundlag forbedres, dels ved gennemførelse af egentlige udvaskningsforsøg og dels ved at udbygge datasæt af samhørende værdier for perkolatproduktion og stofkoncentrationer.

Infiltration / perkolatdannelse og udsivning:

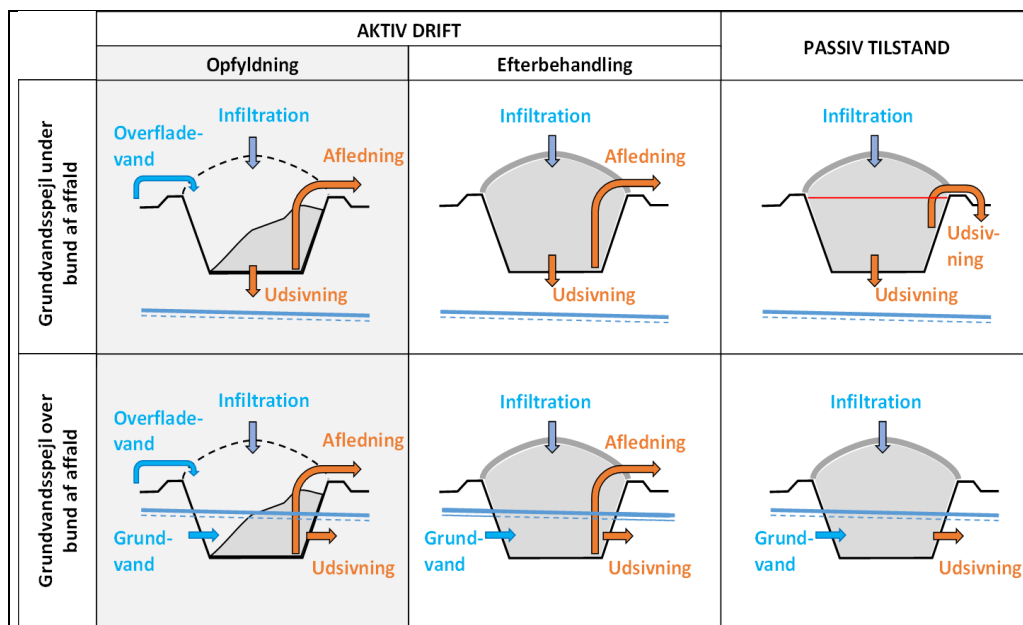
For at kunne estimere kildestyrken på et givet tidspunkt er det nødvendigt udover at estimere stofkoncentration i perkolatet også at estimere udsivningen af perkolat – altså mængden af perkolat, der siver ud fra anlægget på dette tidspunkt.

Dette gøres på basis af **vandbalancer**, der opstilles for anlægget for dets samlede levetid – dvs. fra det tidspunkt hvor det første affald deponeres til 500 år efter, at udsivningen af perkolat starter - se Figur 1-4.

Der skelnes i de konceptuelle vandbalancer primært mellem 2 forskellige situationer:

- Grundvandsspejlet ligger over bunden af affaldet
- Grundvandsspejlet ligger under bunden af affaldet

Årsagen hertil er dels, at indstrømmende grundvand bidrager til perkolatdannelsen og dermed udvaskningen, og dels at udsivningen vil være forskellig i de to situationer – se også nedenstående Figur 1-4.



Figur 1-4 Principper for vandbalancer

Perkolatproduktionen og kildestyrkemængden i de forskellige driftsfaser er nøgletal for at kunne estimere kildestyrken – perkolatproduktion af hensyn til estimering af perkolatets koncentration af forurenende stoffer (se nedenfor) og kildestyrkemængden af hensyn til at kunne estimere stoffluksen (kildestyrken). Det bør således søges at opstille så virkelighedsnære vandbalancer for anlægget som muligt.

For at estimere perkolatproduktionen er der i modellen muligheder for at indtaste f.eks. registrerede afledte perkolatmængder eller at beregne perkolatproduktionen ud fra klimadata. Sidstnævnte kan være registrerede lokalt på anlægget eller være data fra DMI. I modellen er som default indlagt mulighed for, at modellen estimerer infiltrationen ud fra historiske DMI dagsværdier.

1.2.3 Defaultværdier

Hvis der ikke foreligger lokalspecifikke udvaskningsdata for det deponerede affald kan en estimering af udvaskningsegenskaberne i stedet baseres på udvaskningsresultater fra andre deponeringsanlæg eller fra litteraturstudier med tilsvarende affaldstyper. Der er i rapporten indeholdt forslag til default-værdier for en række stoffer baseret på resultater fra udvaskningsforsøg og data fra eksisterende deponeringsanlæg.

Det vurderes rimeligt at antage, at anvendelsen af default-data som hovedregel vil give konservative estimater af udvaskningen og dermed af kildestyrkekoncentrationen. Det er dog ikke muligt på det eksisterende vidensgrundlag, at vurdere i hvor høj grad dette altid vil være tilfældet.

De foreslåede defaultværdier for C_0 vurderes som oftest at være konservative, da de er fastsat som 90 % fraktile og ud fra et meget stort antal data for koncentrationen af det aktuelle stof i perkolatet.

Defaultværdier for κ (kappa) for inert og farligt, samt til dels mineralsk affald er ligeledes fastsat ud fra et større antal udvaskningsforsøg. Der foreligger for nærværende kun meget få resultater af egentlige udvaskningsforsøg på blandet affald og tilgængelige datasæt fra eksisterende anlæg.

sterende deponeringsanlæg med samhørende værdier af perkolatproduktionen (udtrykt ved L/S forholdet) og perkolatkoncentrationer har vist sig at være vanskelige at vurdere på.

Hvor der for nærværende ikke findes tilstrækkeligt datagrundlag til at estimere κ kan denne i modellen sættes til 0, hvorved der ikke tages hensyn til fremtidig reduktion i stoffrigivelsen. Det sikres hermed, at den fremtidige stofkoncentration estimeres højest muligt og dermed at kildestyrken estimeres konservativt. I risikovurderingen indeholdes der herved ikke en reduktion af koncentrationerne med tiden, hvorfor det måske viser sig, at gældende miljøkvalitetskrav ikke kan overholdes i POC. Det vil da være nødvendigt, at fremskaffe det tilstrækkelige datagrundlag til estimering af κ , f.eks. ved udvaskningsforsøg.

1.2.4 Beregningsenheder

Anlægstyper:

I nærværende rapport opereres med følgende termer for de forskellige anlægstyper:

- Lossepladser som kan være:
 - Ukontrollerede – dvs. at de ikke har membran- og perkolatopsamlingssystemer
 - Kontrollerede – dvs. at de har membran- og perkolatopsamlingssystemer, som dog oftest ikke lever op til nugældende krav.
- Deponeringsanlæg som typisk er anlæg miljøgodkendte efter 16. juli 2001 og kan være:
 - Godkendte med normale krav – dvs. at de er indrettet med membran- og perkolatopsamlingssystemer.
 - Godkendte med yderligere reducerede krav, hvilket typisk vil være uden membran- og perkolatopsamlingssystemer.
- Både lossepladser og deponeringsanlæg kan være:
 - Nedlagte – dvs. at de er i passiv tilstand og ikke er omfattede af en miljøgodkendelse.
 - Nedlukkede – dvs. at de ikke længere modtager affald og er slutaftdækkede og dermed er i efterbehandlingsfasen.

Beregningsenheder:

På en losseplads eller et deponeringsanlæg deponeres der typisk affald tilhørende forskellige affaldsklasser på forskellige områder af anlægget. På lossepladser og ældre etaper af deponeringsanlæg kan der være tale om, at affald, hørende til forskellige affaldsklasser er deponeret sammen. På det samme anlæg kan der endvidere være områder med membran- og perkolatopsamlingssystemer og områder uden sådanne. Områder kan være hydraulisk adskilt (i perkolatopsamlingssystemet således, at der opsamles og registreres perkolat særskilt fra hvert område) eller ikke, og endeligt vil områderne typisk også være blevet fyldt og slutaftdækkede over forskellige perioder. Områderne er typisk spredt ud over et større areal på anlægget.

I deponeringsanlæg med membran- og perkolatopsamlingssystemer er anlægget delt op i hydraulisk adskilte deponeringsenheder medmindre anlægget er godkendt under "yderligere reducerede krav". Her kan forskellige områder dog være fyldt op og slutaftdækkede over forskellige perioder.

For at estimere kildestyrken er det nødvendigt at opdele anlægget i **beregningsenheder**, som håndteres særskilt ved bestemmelse af kildestyrken.

En beregningsenhed vil:

- Være geometrisk velafgrænset i planen
- Være/blive fyldt op og efterfølgende slutaftdækket over en afgrænset periode
- Særskilt kunne overgå til passiv tilstand

En deponeringsenhed med den definition som fremgår af Deponeringsbekendtgørelsen kan typisk opfattes som en beregningsenhed.

Tabel 1-1 Eksempel på afgrænsning af beregningsenhed

Eksempel:

På en nedlagt kontrolleret losseplads er der foretaget opfyldning med samme affaldstyper og klasser på to naboområder således, at det ene er blevet fyldt op over en periode på 12 år og derefter slutfækket. Naboområdet er blevet fyldt op over de følgende 10 år og så slutfækket. Perkolatopsamlingen sker samlet fra de to områder.

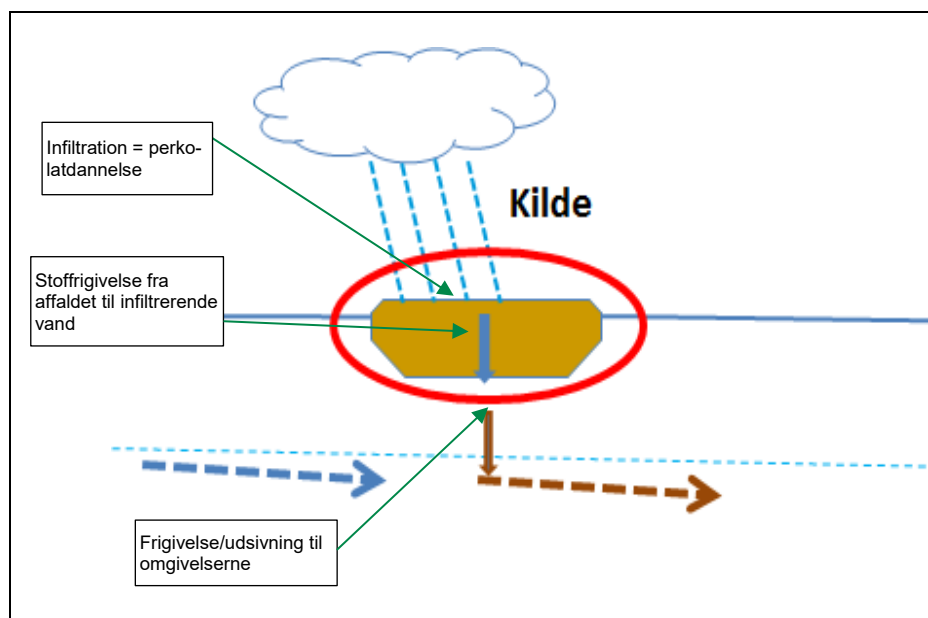
Da opfyldningen af de to områder er sket særskilt og det ene er slutfækket væsentligt før det andet bør de to områder opfattes som hver sin beregningsenhed, for at L/S-forholdet umiddelbart efter opfyldningsperioden kan estimeres bedst muligt.

For et anlæg bestående af flere sådanne beregningsenheder vil kildestyrkerne skulle beregnes separat for de enkelte beregningsenheder, baseret på hvorledes data for anlægget er opgjort.

Det er af hensyn til sammenhængen med stoftransportdelen af risikovurderingsværktøjet besluttet, at kildestyrke og stoftransport beregnes samlet for **én beregningsenhed ad gangen**. Når der er regnet kildestyrke og transport for alle beregningsenheder summeres disse, inden der foretages vurdering af påvirkningen i receptor. Summering af påvirkningen fra de enkelte enheder foretages først i forbindelse med vurderingen af påvirkningen i receptor.

1.3 Modellen og de enkelte elementer

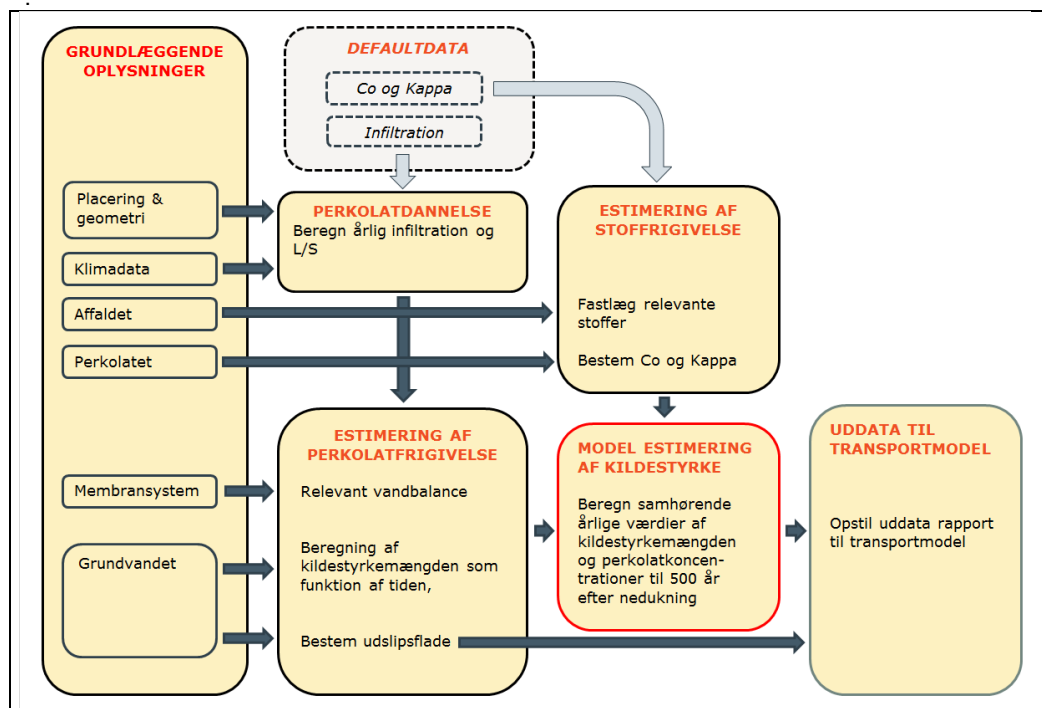
Kildestyrken som den estimeres i modellen er en funktion af nogle delelementer, som illustreret i Figur 1-5.:



Figur 1-5: Delelementerne i kildestyrkeestimering.

Delopgavens Fase 2: Opbygning af delelementer til model kildestyrkeestimering omfatter primært opbygning af disse delelementer til estimering af kildestyrken. I modellen kombineres delelementerne i en samlet arbejdsgang:

Som grundlag for estimeringen af kildestyrken kan der benyttes stedsspecifikke data eller defaultdata, som illustreret i Figur 1-6.



Figur 1-6 Samspil mellem delelementerne og arbejdsgangen ved kildestyrkeestimering. Defaultdata (kursiv) kan anvendes, hvis der ikke foreligger stedsspecifikke oplysninger vedr. udvaskningsegenskaber og infiltration

1.3.1 Oversigt over oplysninger til kildestyrkemodellen

Følgende oplysninger er nødvendige for gennemførelse af en estimering af kildestyrken vha. den opstillede model. Der bør derfor være fokus på at disse vurderes / bestemmes bedst muligt for den enkelte beregningsenhed. I nedenstående liste er med kursiv angivet de oplysninger, hvor der kan anvendes defaultdata, hvis stedsspecifikke data ikke er tilgængelige.

Beregningsenhedens placering, indretning, alder og slutaftdækning.

- Oplysninger om enhedens placering (UTM koordinater for enhedens nedstrøms kant)
- Oplysninger om indretningen:
 - Tilstedeværelsen og standen af membran- og perkولاتopsamlingssystemer
 - Viden om evt. lækage i systemet / om membransystemets effektivitet
 - Mulighederne for at registrere og prøvetage perkولاتet ift. inddelingen af anlægget
 - Arealet af den enkelte beregningsenhed
 - Længden af den enkelte beregningsenhed i grundvandets strømningsretning.
 - Placeringen af affaldets bund (kote)
 - Placeringen af grundvandets overflade (kote)
 - Grundvandets strømningsretning umiddelbart under enheden

- Årstal for den enkelte beregningsenhed:
 - Påbegyndelse af deponering
 - Etableringen af slutfærdig afdekkning
 - Overgang til passiv tilstand (forventet)
- Slutfærdig afdekkning:
 - Tykkelse, materialer, beplantning (til vurdering af infiltrationen)

Affaldet i den enkelte beregningsenhed:

- Affaldsmængden (volumen eller vægt) i beregningsenheden
- Gennemsnitstykkelser og rumvægt
- Affaldsklassen og evt. -typer
- *Resultater af evt. udvaskningsforsøg fra klassificering eller andet.*
- Hvis tilgængeligt da *samhørende registreringer af perkolatkoncentrationer og perkolatmængder til estimering eller verificering af affaldets udvaskningsegenskaber, samt udvaskningsniveau (L/S forhold).*

Klimadata:

- Hvis tilgængeligt *registreringer af lokale klimadata* (nedbør og fordampning) til estimering af historisk og fremtidig perkolatdannelse og af kildestyrkemængden.

1.3.2 Værktøj til estimering af modelparametre til stoffrigivelse

Der er til modellen knyttet et separat hjælpeværktøj (kappaestimeringsværktøj), som kan støtte brugeren i på grundlag af egne data at estimere nogle af de parametre, som i modellen skal bruges til at beskrive stofudvaskningen som funktion af L/S-forholdet. Endvidere er der i denne rapport angivet en række default-værdier for nogle af disse parametre. Disse er default-værdier, som er fastlagt på forskellige grundlag, og refererer til forskellige typer affald og forskellige typer deponeringsenheder. De kan eventuelt anvendes, hvis der for en given enhed ikke findes pålidelige stedspecifikke sammenhængende informationer om perkolatmængde og perkolatsammensætning over en længere tidsperiode.

Der er i modellen indeholdt mulighed for på grundlag af Danmarks-modellen at udarbejde default-værdier for perkolatdannelsen, ligesom egne klimadata herfor kan benyttes. Der er ligeledes blandt andet angivet defaultværdier for udvaskningsegenskaberne for blandet affald, shredderaffald og mineralisk affald, som kan benyttes i mangel af egne data.

1.3.3 Forhold, der ikke er medtaget i modellen

Der er forhold, som påvirker eller potentielt kan påvirke kildestyrken, men som ikke er medtaget i modellen - hovedsageligt på grund af manglende data eller muligheder for at kvantificere på det nuværende viden grundlag.

Dette omfatter;

- Fysiske forhold
 - Morfologi
 - Indbygningsmetoder
 - Kompaktering
 - Daglig afdekning
 - Recirkulation af perkolat
 - Partikelstørrelse
- Kemisk tilstand i affald og perkolat:
 - pH
 - Redoxpotentiale
 - Geokemiske forhold

- Biologisk omsætning
- Aerobe / anaerobe forhold

Se kapitel 2.4 for en nærmere gennemgang af baggrunden for hvorfor forholdene ikke er medtaget.

1.4 Rapportens opbygning og indhold

Rapporten kan fungere som opslagsværk for brugeren, som således har mulighed for at sætte sig ind i de enkelte elementer, som indgår i modellen samt de valg, der er truffet i udviklingen af modellen.

Kapitlerne 1.2 og 2 beskriver kort de principper, der ligger bag opstillingen af kildestyrkemodelen, herunder principper for at beskrive udviklingen i perkolatkoncentrationen og kildestyrkemængden som funktion af L/S og tiden. Der skelnes imellem den producerede perkolatmængde og kildestyrkemængden, hvor sidstnævnte er den (del)mængde af perkolatmængden, der udsiver til omgivelserne. Som et led i beskrivelsen af kildestyrkemodellens anvendelsesområder og randbetingelser er de forskellige typer af deponeringsenheder og lossepladser beskrevet. For hver type deponeringsenhed er der efterfølgende redegjort for hvilke driftsfaser (opfyldning, efterbehandling, overgang og passiv tilstand), det vil være relevant at inddrage i kildestyrkeestimeringen.

Der gives en overordnet beskrivelse af de stedspecifikke grundoplysninger, som skal anvendes ved kildestyrkeestimeringen. Bilag 2 indeholder en mere detaljeret beskrivelse af de nødvendige grundoplysninger, og hvor man kan finde dem. Endelig er der givet en liste over nogle af de forhold, som bl.a. fra Fase 1 vides eller formodes at kunne have indflydelse på perkolatproduktion og perkolatsammensætning, men som ikke direkte indgår i modelleringen.

Kapitel 3 beskriver perkolatdannelsen for de forskellige typer deponeringsenheder og lossepladser, som yderligere er opdelt efter, om bunden af affaldet/membranen er placeret over eller under grundvandsspejlet. Der gøres rede for vandbalancerne for de forskellige enheder i de forskellige driftsfaser, og for de forenklinger af vandbalancerne, som gennemføres bl.a. af praktiske årsager. Herefter beskrives forskellige muligheder for estimering af perkolatdannelsen, herunder både ved anvendelse af stedspecifikke observationer og monitoringsdata og ved anvendelse af en regionalt baseret model for estimering af nettointiltration (DK-modellen). Til fremskrivning af infiltrationen gennem overfladen og perkolatdannelsen, som generelt antages at være konstant over lang tid, beregnes infiltrationen for et "typisk" gennemsnitsår. Der er i modellen mulighed for i et vist omfang at tage hensyn til forventede klimæændringer. Endelig forklares det, hvorledes udviklingen af L/S med tiden beskrives modelmæssigt i såvel opfyldningsperioden som i efterbehandlingsperioden og under passiv tilstand.

Kapitel 4 beskriver, hvorledes frigivelsen af forureningsstoffer fra det deponerede affald håndteres modelmæssigt. Der tages udgangspunkt i en antagelse af, at stofkoncentrationen i perkolatet tilnærmeth kan modelleres som en eksponentielt aftagende funktion af vandgennemstrømningen (udtrykt ved L/S-forholdet) ved hjælp af to parametre, C_0 og κ . C_0 er den maksimale koncentration af stoffet i perkolatet og κ er en stof- og materialespecifik parameter, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af stoffet aftager som funktion af L/S. I kapitlet redegøres der for, hvorledes disse parametre kan estimeres på grundlag af stedspecifikke tidsserier af samhörende data for sammensætning og mængde af perkolat fra en enhed eller ved anvendelse af erfarings- og defaultdata baseret på tilsvarende enheder eller affaldstyper. Når de fysiske forhold ved en deponeringsenhed er kendt, kan L/S-skalaen konverteres til en tidsskala for enheden ud fra den årlige perkolatdannelse, og stofkoncentrationen i perkolatet kan dermed estimeres som funktion af tiden.

Der redegøres for de forhold, som er vigtige for beskrivelsen af stofudvaskningen som funktion af tiden, og som indgår i modelleringen af kildestyrken. Der gives en beskrivelse af, hvordan disse håndteres modelmæssigt, og der opstilles forslag til, hvordan C_0 - og κ -værdier kan estimeres fra datasæt af forskellig kvalitet og oprindelse. Forhold, som modellen ikke direkte tager hensyn til, så som ændringer i pH og redoxpotentiale, samt biologisk aktivitet i perkolat og heterogen gennemstrømning af affaldet, beskrives. Betydningen af disse forhold diskuteres og om muligt inddrages disse enten indirekte i modellen eller ved valg af en konservativ tilgang modelmæssigt.

Der er endvidere givet forslag til, hvilke krav der bør stilles i forbindelse med fremskaffelse af perkolatdata til estimering af de to parametre. Der er opstillet lister over forslag til default-værdier af C_0 for forskellige typer affald og deponeringsenheder, og der er oplistet forslag til default-værdier for κ , som er stofs specifikke, men som ikke skelner mellem forskellige affaldstyper. I Bilag 4 er der vist nogle eksempler på estimering af κ og C_0 for blandet affald ved automatisk kurvetilpasning på data fra danske deponeringsanlæg. I kapitel 4 er der desuden givet nogle eksempler på anvendelse af hhv. stedsspecifikke data og defaultdata til beskrivelse af stofudvaskningen fra deponeret affald, og der er udarbejdet et hjælpeværktøj, som brugeren kan anvende til estimering af affaldsspecifikke/stedsspecifikke værdier af κ og C_0 .

Det er konstateret, at det generelt er vanskeligt at finde pålidelige datasæt, der over længere tid og for et ønskeligt antal stoffer beskriver sammensætning og mængde af perkolat for en given deponeringsenhed. Der er derfor givet nogle anbefalinger til, hvordan man fremover kan sikre, at der vil være anvendelige perkolatdata til rådighed.

Kapitel 5 beskriver, hvorledes man for en given deponeringsenhed eller losseplads modelmæssigt angiver resultatet af kildestyrkeestimeringen på en måde, så det umiddelbart kan anvendes som input til en stoftransportmodel. Det beskrives endvidere, hvorledes man håndterer samtidige kildestyrker fra flere deponeringsenheder på samme deponeringsanlæg, samt hvilke oplysninger, der skal indgå i inputtet til en stoftransportmodel, og hvilket format, disse oplysninger skal have.

I **Kapitel 6** er der ganske kort givet nogle forslag til, hvordan metodikken og modellen til kildestyrkeestimering i forbindelse med risikovurdering ved deponering af affald kan videreudvikles og forbedres.

2. Principper, randbetingelser og grundoplysninger

2.1 Principper

2.1.1 Formål

Det primære **formål** med at gennemføre en risikovurdering af et deponeringsanlæg eller en losseplads (i sin helhed eller af en etape eller enhed) er – uanset anlæggets udformning, historik eller godkendelsesmæssige status – at fremskaffe et grundlag for at vurdere, hvorvidt anlægget udgør eller fremtidigt vil udgøre en uacceptabel risiko for grund- og overfladevand. Ved en uacceptabel risiko forstås her, at anlægget/etapen/enheden nu eller en gang i fremtiden giver anledning til, at kildestyrken (efter stoftransport og fortynding i receptor) overstiger de relevante miljømål og kvalitetskriterier, hvor disse skal overholdes.

Risikovurderingen og dermed estimeringen af kildestyrken er relevant fra det tidspunkt, hvor perkolatet begynder at sive ud til omgivelserne for derefter at blive transporteret til grund- og overfladevand. For anlæg uden membran- og perkolatsamlingsystemer er dette tidspunkt som udgangspunkt, når deponering af affald på anlægget påbegyndes, mens det for anlæg med membran- og perkolatsamlingsystemer antages at ske, når efterbehandlingsfasen er overstået og den passive tilstand påbegyndes. På dette tidspunkt antages den kunstige membran – plastmembranen – at ophøre med at eksistere. Der kan dog også tidligere end dette tidspunkt være en lækage – dvs. en utilsigtet udsivning af perkolat gennem et defekt membran-system - som bør tages med, såfremt den er betydelig.

I beregningsværktøjet er det antaget, at den kunstige membran og perkolatsamlingsystemet bibeholder sin funktion indtil udgangen af den aktive drift. Med en samlet forventet aktiv periode på op til ca. 100 år antages dette ikke at være urealistisk. Accelererede ældningsforsøg mv. af f.eks. HDPE – som er det mest anvendte plastmateriale til membran og rør – indikerer, at det kan forventes at have levetider på den anden side af 100 år.

Kildestyrkemængden på et givet tidspunkt er den del af perkolatproduktionen, som udsiver til omgivelserne (udsvivningsmængden). Mængden er grundlæggende afhængig af deponeringsenhedens indretning (eksistens og effektivitet af membran- og perkolatsamlingsystemer), men er ligeledes tidsafhængig i den forstand, at den driftsfase som enheden befinder sig i har betydning for udsivningens størrelse.

Bemærk, at kildestyrkemængden generelt ikke er det samme som perkolatproduktionen, hvilket i nogle tilfælde dog er hele den producerede perkolatmængde). $Q_K(t)$ kan typisk antages at være konstant gennem en eller flere faser af udviklingen af en deponeringsenhed eller en losseplads – se også illustrationen heraf på nedenstående Figur 2-1 og Figur 2-2.

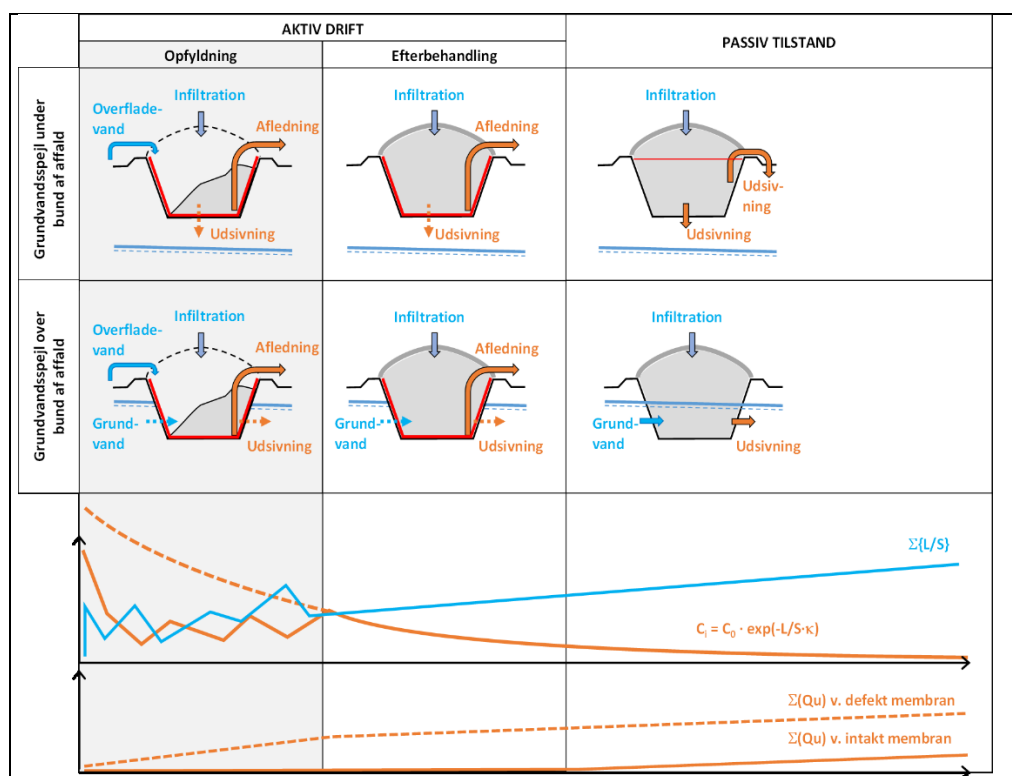
Tidsmæssig udvikling i kildestyrken

I nedenstående Figur 2-1 og Figur 2-2 er illustreret det konceptuelle tidsforløb gennem anlæggets driftsfaser for:

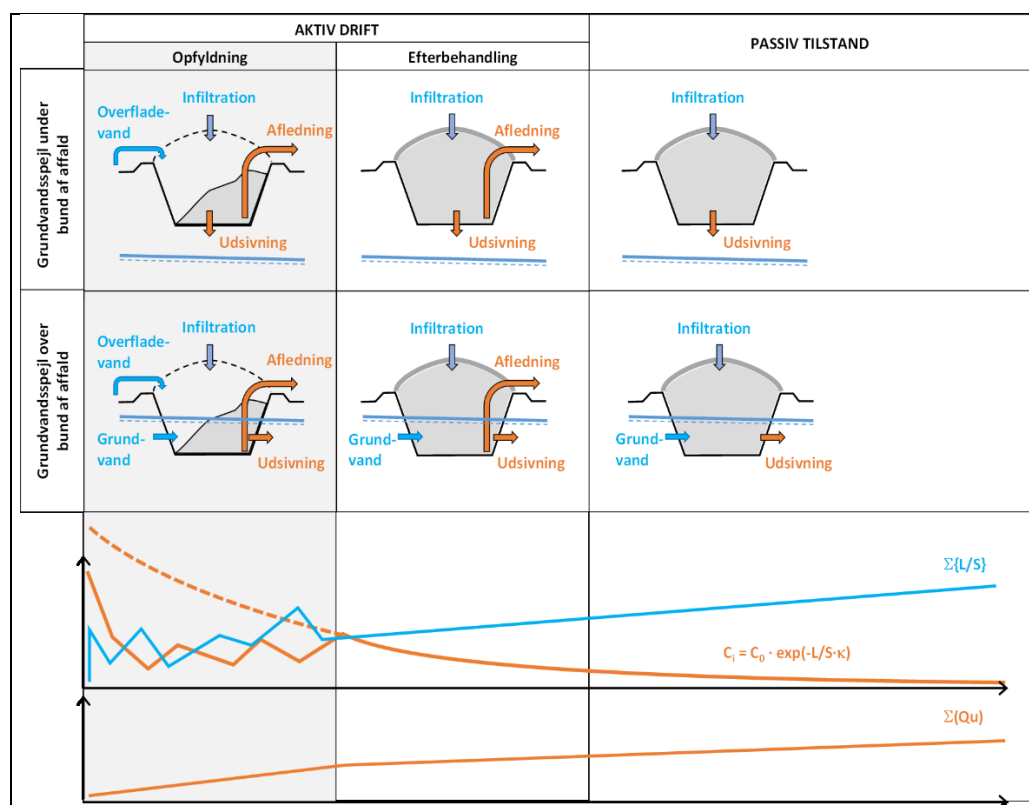
- Vandbalancerne
- Udviklingen af det akkumulerede L/S-forhold,
- Udsivningsmængden
- Perkolatkoncentrationen

for deponeringsanlæg med henholdsvis uden et membransystem. Betydningen af et grundvandsniveau under henholdsvis over bunden af affaldet er ligeledes indeholdt.

Fasen hvor enheden bliver fyldt er markeret med gråt for at indikere, at i denne periode er det ikke muligt årligt at bestemme et L/S-forhold.



Figur 2-1 Deponeringsanlæg med membransystem - Illustration af den tidsmæssige udvikling af perkolatkoncentration – C_i – og kildestyrkemængden - Q_u – bemærk at tidsaksen ikke er i skala. I gråt markeret driftsfase kan L/S ikke beregnes.



Figur 2-2 Deponeringsanlæg uden membransystem - Illustration af den tidsmæssige udvikling af perkolatkoncentration – C_i – og kildestyrkemængden – Q_u – bemærk at tidsaksen ikke er i skala. I gråt markeret driftsfase kan L/S ikke beregnes.

Tabel 2-1 Forklaring til de betydende forhold ved illustrationer af tidsmæssig udvikling af kildestyrken i Figur 2-1 og Figur 2-2

	AKTIV DRIFT		PASSIV TILSTAND
	Opfyldning	Efterbehandling	
Perkolatproduktion	Infiltration af nedbør direkte gennem affaldets overflade.	Infiltration af nedbør til affaldet gennem slutafdækningen.	Infiltration af nedbør til affaldet gennem slutafdækningen.
	Tilstrømmende overfladevand	Evt. aktivt tilført perkolat fra andre enheder under slutafdækningen	Indtrængende grundvand, idet membransystemet antages at ophøre med at eksistere
	Aktivt tilført perkolat fra andre enheder	Evt. aktivt tilført rent vand under slutafdækningen	
	Aktivt tilført rent vand		
	Indtrængende grundvand hvis membranen er defekt eller der ikke er et membransystem	Indtrængende grundvand hvis membranen er defekt eller der ikke er et membransystem	

AKTIV DRIFT		PASSIV TILSTAND	
	Opfyldning	Efterbehandling	
Kildestyrke-mængden (udsivningen)	Ingen udsivning med intakt membransystem. Udsivning hvis membranen er defekt eller der ikke er et membransystem	Ingen udsivning med intakt membransystem Udsivning hvis membranen er defekt eller der ikke er et membransystem	Der opstår en hydraulisk ligevægt - evt. med forhøjet perkolatstand - hvor den samlede udsivning gennem bund og sider og et evt. overløb over anlæggets kanter modsvarer perkolatproduktionen.
Affaldsmængde	Affaldsmængden vokser gennem perioden, men varierer fra år til år	(konstant)	(konstant)
L/S-forholdet	Først deponeret affald bliver i perioden udvasket med den samlede perkolatproduktion i perioden, mens senest deponeret affald ikke er udvasket nævneværdigt. L/S-forholdet ved afslutningen af opfyldningsperioden estimeres ved en gennemsnitsbetragtning se kapitel 3.3.2	L/S stiger proportionalt med perkolatproduktionen. Årlig ændring af L/S-forholdet beregnes som årets perkolatproduktion divideret med affaldsmængden Akkumuleret L/S-forhold estimeres som L/S på nedlukningstidspunktet hvortil ændringen af L/S tillægges for hvert år	L/S stiger proportionalt med perkolatproduktionen. Årlig ændring af L/S-forholdet beregnes som årets perkolatproduktion divideret med affaldsmængden Akkumuleret L/S-forhold estimeres som L/S på tidspunktet for overgang til passiv tilstand hvortil ændringen af L/S tillægges for hvert år
Perkolatkonsentrationen	Den maksimale koncentrationen i opfyldningsperioden kan benyttes som udgangspunkt for efterfølgende tidsmæssig udvikling af koncentrationen. Eventuelt kan koncentrationen estimeres ved defaultværdier for C_0 og κ , samt L/S forholdet ved afslutningen af perioden.	Perkolatkonsentrationen beregnes på basis af L/S-forholdet og de estimerede værdier eller defaultværdier for C_0 og κ . Er der ikke tilstrækkelige data til estimering kan κ sættes til 0 og C_0 hvorved koncentrationen vil blive overestimeret	Perkolatkonsentrationen beregnes på basis af L/S-forholdet og de estimerede værdier eller defaultværdier for C_0 og κ .

Tabel 2-2: Eksempel på bestemmelse af L/S-forholdet

<u>Eksempel på bestemmelse af L/S forholdet:</u>			
En deponeringsenhed på 10.000 m ² blev taget i brug for 20 år siden og blev fyldt op over de første 5 år og slutaftdækket på det tidspunkt. Gennemsnitstykkelsen af affaldet er 10 m. Grundvandsspejlet ligger under bunden af anlægget og der er ingen lækager gennem membransystemet.			
Perkolatproduktionen kommer fra infiltreret nedbør, der i opfyldningsperioden er:		550 mm/m ² /år	
og efter slutaftdækning er infiltrationen reduceret til:		220 mm/m ² /år	
(Såfremt der foreligger registrerede perkolatmængder fra perioderne bør disse benyttes i stedet)			
Affaldsmassen:	Antages rumvægten af affaldet at være 1,0 t/m ³ (der ses bort fra vandindholdet i affaldet) er den samlede deponerede masse på enheden: 10.000 m ² * 10 m * 1,0 t TS/m ³ = 100.000 t TS (hvis affaldsmængden er registreret ved indvejning bør denne værdi i stedet benyttes)		
Perkolatproduktion:	Den samlede perkolatproduktion findes som følger: Ved afslutning af opfyldningen: 10.000 m ² * 5 år * 0,55 m ³ /m ² = 27.500 m ³		

	Årligt derefter	$10.000 \text{ m}^2 \cdot 1 \text{ år} \cdot 0,22 \text{ m}^3/\text{m}^2 =$	2.200 m ³
	Samlet over 20 år:	$27.500 \text{ m}^3 + (20-5) \cdot 2.200 \text{ m}^3 =$	60.500 m ³
L/S – forholdet:	Affald der blev deponeret ved starten er blevet udvasket med den fulde perkolatproduktion, mens affald der blev deponeret til sidst alene er udvasket med perkolatproduktionen derefter. L/S ved afslutningen af opfyldningsperioden estimeres derfor som perkolatproduktionen i perioden divideret med den gennemsnitlige affaldsmængde i samme periode:		
	L/S v. afslutning af opfyldning:	$27.500 \text{ m}^3 / (0,5 \cdot 100.000 \text{ t}) =$	0,55 l/kg TS
	Årligt efter slutaftdækningen forøges L/S forholdet:		
	L/S (pr. år)	$2.200 \text{ m}^3 / 100.000 \text{ t} =$	0,022 l/kg TS/år
	Dermed kan L/S forholdet efter 20 år estimeres til:	$0,55 + (20-5) \cdot 0,022 =$	0,88 l/kg TS

2.2 Anvendelsesområder og randbetingelser for kildestyrken

Med udgangspunkt i resultaterne fra projektets Fase 1 er der i det følgende beskrevet en række anvendelsesområder og randbetingelser for estimering af kildestyrken.

2.2.1 Anlægskoncepter

De typer af deponeringsanlæg og lossepladser, som er omfattet af kildestyrkeestimeringen fremgår af Tabel 2-3. I tabellen er ligeledes med "X" indikeret, hvilke driftsfaser de forskellige anlægstyper kan forventes at befinde sig i på nuværende tidspunkt.

Tabel 2-3 Hoved- og undergrupper af deponeringsanlæg/-enheder/lossepladser.

		Miljøgodkendelse	Membran- og perkolatopsamlingsystem	Relevante driftstilstande				Sandsynlig/ mulig opfyldningsperiode
				Aktiv drift			Passiv tilstand	
				Opfyldning	Efterbehandling	Overgang		
Deponeringsenheder (godkendt efter 2001)	Godkendt med normale krav	Ja	Ja	X	X	Måske	X	1990 ->
	Godkendt med yderligere reducerede krav	Ja	Nej	X	X**	Nej	X	1970 -> (de fleste er nedlukkede) 1990 ->
Lossepladser	Nedlagte lossepladser	Nej	Nej	(overstået)	X**	Nej	X	1920 - 1980
	Nedlukkede ukontrollerede lossepladser	Ja	Nej	(overstået)	X**	Nej	X	1970 - 2009

	Nedlukkede kontrollerede lossepladser	Ja	Ja*	(over- stået)	X	Måske	X	1970 - 2009
--	---	----	-----	------------------	---	-------	---	-------------

X Markerer, at den pågældende anlægstype på nuværende tidspunkt kan være i denne driftstilstand

*: Kontrollerede lossepladser har typisk ringere membran- og perkolatopsamlingssystemer end deponeringsenheder

** : Efterbehandlingen omfatter typisk alene monitoring af overflade- og grundvand

2.2.2 Anvendelsesområder.

Deponeringsanlæg

For deponeringsanlæg, der er godkendt under de nugældende krav i deponeringsbekendtgørelsen, er der etableret både membran- og perkolatopsamlingssystemer - bortset fra anlæg med yderligere reducerede krav. Det må som udgangspunkt kunne antages, at de aktive miljøbeskyttende systemer både i opfyldnings- og efterbehandlingsfasen vil sikre, at der ikke sker en uacceptabel påvirkning af omgivelserne. Der vil således først optræde en kildestyrke ved overgangen til passiv tilstand. Det antages her, at perkolatfjernelsen stoppes på dette tidspunkt, og det dannede perkolat siver ud gennem bund eller over siderne af et mere eller mindre intakt membransystem. Modelmæssigt gøres dette ved at antage, at membransystemet ikke længere fungerer.

Formålet med miljørisikovurderingen i en planlægningsfase og i opfyldningsperioden vil typisk være at vurdere, hvorvidt anlægget, efter at membran- og perkolatopsamlingssystemer er ophørt med at fungere, kan give anledning til en uacceptabel påvirkning af grund- eller overfladevand og herunder, hvornår efterbehandlingen kan afsluttes. I en efterbehandlingsperiode vil formålet som regel være, at kunne afgøre hvorvidt efterbehandlingen kan afsluttes.

I det omfang, der efter stop for perkolatfjernelsen fra deponeringsenheden sker en væsentlig opstuvning af perkolat i affaldet til en ny hydraulisk ligevægt, er det relevant at undersøge om udviklingen i perkolatsammensætningen fortsat kan forventes at være stabil.

Dette kan anbefales undersøgt ved, at man i en overgangsfase i slutningen af efterbehandlingen reducerer perkolatfjernelsen til et niveau, der netop sikrer mod overløb af perkolat til omgivelserne, og fortsat monitorer på perkolatet. Når et passende datagrundlag er tilvejebragt, kan risikovurderingen gentages. Alt afhængigt af perkolatdannelsens størrelse, randvoldenes højde og den deponerede mængde af affald vil det kunne tage en del år før affaldet under randvoldens kant er fuldt gennemvædet. Der skal herefter formodentligt gå yderligere nogle år før, der er etableret det nødvendige datagrundlag for at kunne forudse den fremadrettede udvikling i perkolatkoncentrationerne. Hvis der ikke forekommer væsentlige ændringer i perkolatsammensætningen, når perkolatfjernelsen standses, kan den allerede gennemførte, fremadrettede risikovurdering, som er foretaget på basis af forholdene i efterbehandlingsperioden, antages også at gælde for fasen med den passive tilstand.

Deponeringsanlæg godkendt under yderligere reducerede krav – f.eks. havbundssedimentdepoter og jorddepoter (og evt. også deponeringsanlæg til mineralsk eller inert affald) – vil typisk hverken have krav om membran- eller perkolatopsamlingssystemer. Det er en forudsætning for en sådan godkendelse, at der forud er gennemført en miljørisikovurdering, der viser, at perkolatet fra affaldet hverken på kort eller langt sigt giver anledning til uacceptabel påvirkning af jord, grundvand eller overfladevand. Det må derfor kunne formodes, at anlægget umiddelbart efter, at det er fyldt op og slutaftækket – eller i hvert fald efter en meget kort efterbehandlingsperiode - kan overgå til passiv tilstand. Det er på denne baggrund relevant at estimere kildestyrken fra det øjeblik, hvor anlægget tages i brug.

Formålet med en risikovurdering i planlægningsfasen vil derfor være at vurdere, hvorvidt enheden kan tillades etableret under yderligere reducerede krav. Efter ibrugtagning vil formålet typisk være at vurdere, hvorvidt antagelsen om overgang til passiv tilstand umiddelbart efter nedlukning fortsat holder stik eller, om der fortsat skal monitoreres og eventuelt foretages afværgeforanstaltninger.

Lossepladser

Nedlukkede ukontrollerede lossepladser og kontrollerede lossepladser er anlæg, der er regulerede af en miljøgodkendelse, og enten ikke har membran- og perkolatsamlingsystemer (ukontrollerede pladser) eller disse eventuelt ikke lever op til de nugældende krav (kontrollerede lossepladser). For pladser uden membran- og perkolatsamlingsystemer vil der være en kildestyrke fra anlæggets start, mens det for anlæg med sådanne systemer først vil være tilfældet ved afslutningen af efterbehandlingsfasen eller fra det tidspunkt en lækage kan antages at være opstået. Der kan dog også være tale om, at der er en defekt i membransystemet, hvorved der også under den aktive drift vil være en udsivning.

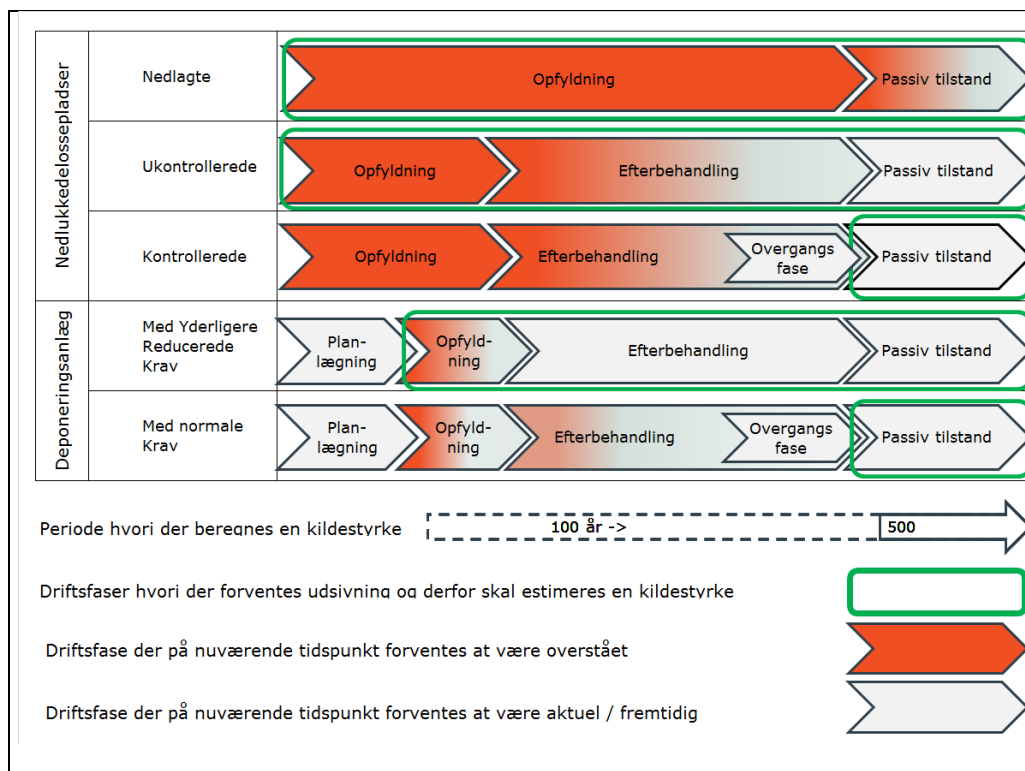
Formålet med risikovurderingen vil typisk være at vurdere, hvorvidt det i efterbehandlingsperioden er nødvendigt at etablere miljøbeskyttende foranstaltninger, om eventuelle eksisterende foranstaltninger nu og fremover yder en tilstrækkelig beskyttelse mod uacceptable påvirkninger eller hvornår efterbehandlingsperioden kan afsluttes. For anlæg med membran-systemer kan det også her være relevant at undersøge konsekvensen af en overgangsfase med opstuvning af perkolat.

Nedlagte lossepladser er ikke regulerede af en miljøgodkendelse og har typisk ikke fungerende aktive miljøbeskyttende foranstaltninger i form af membran- og perkolatsamlingsystemer. Disse anlæg må per definition anses for at være i passiv tilstand. Der er typisk forekommet uhindret udsivning af perkolat fra anlægget over en længere periode – formodentligt allerede i opfyldningsperioden og fremefter. Det er derfor relevant at estimere kildestyrken fra anlæggets start og fremad gennem den passive tilstand for at vurdere, hvorvidt påvirkningen fra anlægget er acceptabel, eller om der skal gennemføres afværgeforanstaltninger, og/eller om der fortsat skal monitoreres. Denne type lossepladser er under Regionernes administration og indgår i prioriteringen af den offentlige indsats.

2.2.3 Tidshorisont for risikovurderingen

Tidshorisonten for hvornår den højeste koncentration af et stof kan ses i et punkt, som ligger 100 m væk fra deponeringsanlægget eller lossepladsen, vil for de fleste stoffer, der er omfattet af deponeringsbekendtgørelsen, ses indenfor 500 år – dog ikke alle. Det er på baggrund af et udredningsarbejde gennemført under Fase 1 af styregruppen for projektet besluttet, at der i metodikken til risikovurdering ved deponering af affald som udgangspunkt regnes på maksimalt 500 år efter start af perkolatudsivning til omgivelserne.

I nedenstående Figur 2-3 gives en oversigt over anlæggene med driftsfaser, idet driftsfaser, der på nuværende tidspunkt må forventes at være overståede, er markeret med rødt. Det er endvidere angivet med en grøn ramme i hvilke driftsfaser, der forventes at være en udsivning og dermed, hvor det anses relevant at estimere en kildestyrke.



Figur 2-3 Oversigt over enhedstyper og driftsfaser, samt periode for estimering af kildestyrkemængden

2.3 Stedsspecifikke grundoplysninger

En række stedsspecifikke forhold er indeholdt allerede ved valg af anlægskoncepter - jf. det foregående kapitel og se også Bilag 2:

- › Indretning (opdeling i enheder, membran- og perkolatopsamlingssystemer)
- › Historik (start/stop for opfyldning, start af efterbehandlingsperioden)
- › Infiltrationen og evt. indstrømmende overfladevand.
- › Affaldsmængder og –typer ved samlet deponeret vægt, eventuelt ved deponeret volumen og rumvægt af affaldet.
- › Hydrogeologi (grundvandets beliggenhed og strømningsretning, og mængde)

Andre stedsspecifikke oplysninger er (se også Bilag 2):

- › Dimensioner (areal, fyldhøjde, bundkoter for enheder)
- › Driftsforhold (indbygning, kompaktering, recirkulation, mv. – ændringer gennem tiden)
- › Slutafdækningens tykkelse og beskaffenhed, herunder evt. belægning og beplantning
- › Registrerede perkolatmængder og sammensætning over tid.
- › Resultater af eventuelle udvaskningsforsøg af affaldet, der er deponeret.

De stedsspecifikke oplysninger indgår i estimeringen af dannede perkolatmængder henholdsvis kildestyrkemængden, samt i estimeringen af perkolatsammensætningen og dermed kildestyrken som funktion af tid. Den konkrete anvendelse af disse oplysninger vil fremgå af de følgende kapitler vedrørende perkolatdannelse, stoffrigivelse og frigivelse af perkolat til omgivelserne.

Grundoplysninger kan indhentes fra forskellige kilder. I Bilag 2 er der givet en oversigt over nødvendige og/eller nyttige grundoplysninger og potentielle kilder til disse.

2.4 Forhold, som ikke er medtaget i modellen

For at muliggøre en estimering af kildestyrken er det som regel nødvendigt at foretage en række forenkende antagelser vedrørende de ovennævnte og andre forhold (herunder at anvende default-data). Desuden er der en række forhold, som vides at påvirke mængde og sammensætning af perkolatet, for hvilke der ikke findes tilstrækkeligt datagrundlag eller informationer om, og som der derfor ikke tages hensyn til estimeringsmodellen.

I Tabel 2-4 er der oplistet en række fysiske forhold, som potentielt kan påvirke perkolatdannelsen i deponeret affald, men som ikke er medtaget i nærværende kildestyrkemodel. I tabellen er angivet eller henvist til begrundelse for, hvorfor forholdet ikke måtte være medtaget.

Tabel 2-4 Fysiske forhold, som potentielt kan påvirke kildestyrken i deponeret affald, men som ikke indgår i kildestyrkemodellen.

Forhold/egenskab	Funktion/effekt	Stoffrigivelse fra affaldet	Strømningsforhold i affaldet
Morfologi	Form af partikler og form af overflade – f.eks. lagene i lagdelingen og/eller overfladen af affaldet.	Jo større intern overflade affaldet har (som også er en funktion af form og partikelstørrelse) jo hurtigere udvaskning. Kan ikke kvantificeres.	Modvirker at der sker ensartet flow gennem affaldet og dermed ensartet udvaskning. Lag med mere permeable lag => bedre fordeling af vandet. <u>Se diskussion vedrørende heterogent flow – kap. 4.1.3</u>
Indbygning	Forskellige affaldstyper udlægges i lag. Udlægningsmetoden medvirker til lagdeling.	Påvirker ikke direkte, men vil modvirke ensartet udvaskning og dermed stoffrigivelse. Kan ikke kvantificeres.	<u>Se diskussion vedrørende heterogent flow – kap. 4.1.3.</u>
Kompaktering	Jo kraftigere kompaktering jo tættere lag. => større rumvægt, => medvirker til lagdeling.	Påvirker ikke direkte, men vil modvirke ensartet udvaskning og dermed stoffrigivelse. Kan ikke kvantificeres.	<u>Diskuteret i Fase 1 (kap. 3.1)</u> Forøget lagdeling af affaldet => mere heterogent flow
Daglig afdækning	Medvirker til lagdeling. Vil ofte være tættere end affaldet	Påvirker ikke direkte, men vil modvirke ensartet udvaskning og dermed stoffrigivelse. – <u>kap. 4.1.3</u> Kan ikke kvantificeres.	<u>Diskuteret i Fase 1 (kap. 3.1)</u> Forøget lagdeling af affaldet => mere heterogent flow
Recirkulation af perkolat	Forbedret opfugtning af affaldet => Bedre fordeling af næringsstoffer og bakterier	Fase 1 diskuteret: => Forbedret biologisk omsætning, hvilket igen kan påvirke stoffrigivelsen. Kan ikke kvantificeres.	<u>Diskuteret i Fase 1:</u> => Kan medføre kanalisering af flow
	Stofferne føres tilbage i affaldet => ophobning af stoffer medmindre strømmen blødes	Kan ikke kvantificeres. Kan ikke kvantificeres – <u>kap. 3.2.2</u>	

Forhold/egenskab	Funktion/effekt	Stoffrigivelse fra affaldet	Strømningsforhold i affaldet
	=> Modvirker, at der opstår tørre områder	Forbedrede forhold for opløsning af de forurenende stoffer => hurtigere udvaskning. Kan ikke kvantificeres.	<u>Ej diskuteret:</u> => Mere ensartet opfugtning under indbygning modvirker (måske) heterogent flow Kan ikke kvantificeres.
	Ændring af pH, redox, mv.	Ukendt påvirkning af stoffrigivelsen fra affaldet Kan ikke kvantificeres.	
Partikelstørrelse	En neddeling af affaldet vil medføre en forøgelse af kontaktarealet mellem væske (perkolat), og et mere homogent materiale	Forbedrede forhold for opløsning af de forurenende stoffer => hurtigere udvaskning. Forbedrede forhold for en biologisk omsætning => hurtigere omsætning. Kan ikke kvantificeres.	Medvirker til et mere ensartet flow. Kan ikke kvantificeres

Det har heller ikke været muligt direkte i kildestyrkemodellen at inddrage en række af de forhold, som beskriver og/eller påvirker den kemiske tilstand i deponeret affald og perkolat (se også kapitel 4.1.2). Dette omfatter forhold som pH, redox-forhold, biologisk omsætning, adgang til atmosfærisk luft mv.

Forhold som pH, redox-forhold, opløselighed, mv. er der taget hensyn til ved valget af stoffer, som skal indgå i risikovurderingen og kildestyrkeestimeringen – se fodnoterne til Tabel 5.19 i Baggrundsrapporten for Fase 1. Ved den efterfølgende stedspecifikke vurdering af listen over disse stoffer og ved anvendelse af stedspecifikke perkolatdata til estimering af C_0 og κ har stofferne været underkastet disse forhold, som således indirekte indgår i såvel stofvalg som stofudvaskning i kildestyrkemodellen. Eventuelle fremtidige ændringer i disse forhold i affaldet og deres konsekvenser for stofudvaskningen kan kildestyrkemodellen ikke forudsige, og forholdene uden for deponeringsanlægget kan kildestyrkemodellen ifølge sagens natur ikke forholde sig til. Som en kontrol af ændringer i affaldet er der i forslagene til monitoringsprogrammer indeholdt målinger og stoffer, som vil indikere ændringer i forholdene.

3. Perkolatdannelse og kildestyrkemængden

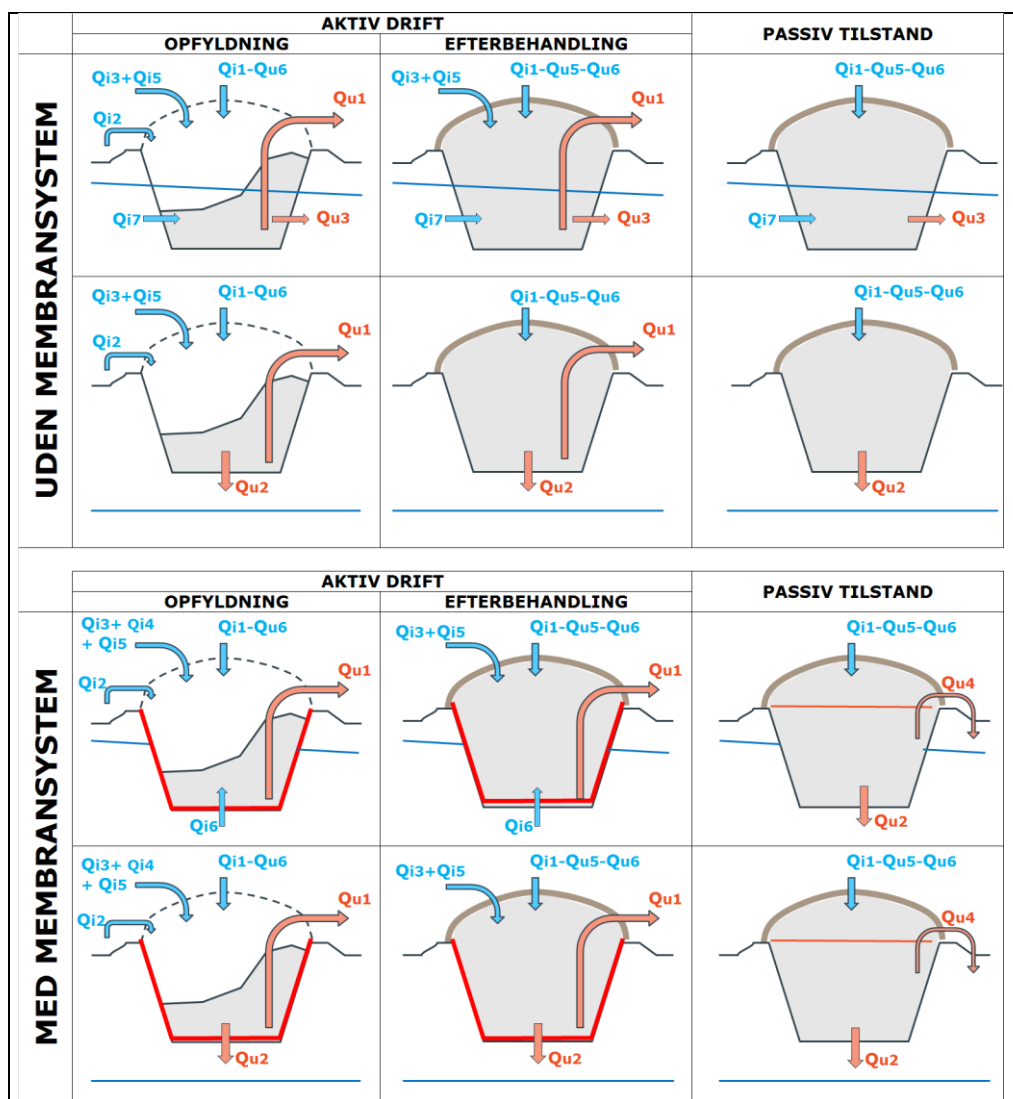
3.1 Vandbalancer, deponeringsenheder/lossepladser og driftsfaser

Efter opdeling af anlægget i relevante beregningsenheder skal perkolatproduktionen og kildestyrkemængden estimeres for alle enhedens driftsfaser, dvs. fra det tidspunkt, hvor opfyldningen påbegyndes til et tidspunkt efter efterbehandlingens afslutning. Dette sker på basis af vandbalancer opstillet for de indgående driftsfaser. Viden om perkolatdannelsen benyttes dels til at estimere størrelsen af kildestyrkemængden og dels til at estimere L/S-forholdet og dermed, hvor langt henne i udvaskningsforløbet affaldet befinder sig på et givet tidspunkt.

Vandbalancerne for beregningsenhederne skal være dækkende for meget lange tidsperioder. Alene opfyldnings- og efterbehandlingsperioden vil typisk strække sig over adskillige dekader. Herefter skal påvirkningerne fremadrettet i den passive tilstand estimeres i op til 500 år. Der er selvsagt ganske store usikkerheder forbundet med at estimere perkolatdannelsen både bagudrettet – medmindre der foreligger registrerede perkolatmængder – og fremadrettet over så store tidsspænd. Det giver derfor ikke mening at beregne perkolatdannelsen på tidsspænd, der er mindre end 1 år.

I modellen arbejdes der derfor med **en årlig perkolatdannelse**, der kan estimeres ud fra forskellige tilgange.

I Fase 1 er gennemgået de vandbalancer, som er relevante for de forskellige typer deponeringsanlæg/lossepladser og driftsfaser og disse **overordnede konceptuelle vandbalancer** er illustrerede i nedenstående Figur 3-1 fordelt over driftsfaserne for enheden.



Figur 3-1 Illustration af overordnede, konceptuelle vandbalancer

De vandstrømme, som principielt indgår i vandbalancerne er således følgende:

Indgående vandstrømme

- Q_{i1}: Nedbør
- Q_{i2}: Overfladetilstrømning
- Q_{i3}: Tilførsel af rent vand
- Q_{i4}: Tilførsel af recirkuleret perkolat fra samme eller lignende enheder
- Q_{i5}: Tilførsel af recirkuleret perkolat fra andre enheder
- Q_{i6}: Indtrængende grundvand fra bund og sider
- Q_{i7}: Indtrængende opstrøms grundvand, som gennemstrømmer enheden

Udgående vandstrømme

- Q_{u1}: Fjernet perkolat fra drænsystemet
- Q_{u2}: Udsivende perkolat gennem bund/membran (eventuelt også sider nær bunden)
- Q_{u3}: Nedstrøms udsivning af perkolat/grundvand, der strømmer horisontalt gennem enheden
- Q_{u4}: Overløb over kant eller gennem huller i sidemembran efter stop af perkolatfjernelse
- Q_{u5}: Overfladeafstrømning
- Q_{u6}: Evapotranspiration (summen af fordampning fra overfladen og transpiration fra planter på overfladen)

3.2 Forenkling af konceptuelle vandbalancer

I forbindelse med opstillingen af input til modellen foretages forenklinger, hvad angår indgående og udgående vandstrømme.

3.2.1 Vandstrømme tilført gennem overfladen

Den væsentligste perkolatdannelse gennem affaldets overflade hidrører fra infiltration fra nedbør, eventuelt tilstrømmende overfladevand og eventuel tilførsel af rent vand.

I opfyldningsperioden vil nedbør, eventuelt tilstrømmende overfladevand og aktivt tilført vand i form af rent vand eller perkolat fra andre enheder trænge ned i affaldet på enhedens overflade, idet der dog kan forventes en hvis, mindre fordampning.

I efterbehandlingsperioden og i den passive tilstand vil der dels ske en overfladeafstrømning på overfladen af slutafdækningslaget og dels ske en forøget fordampning af nedbør og tilstrømmende overfladevand før den resterende vandmængde infiltrerer til affaldet. Såfremt der i efterbehandlings- og overgangsfaserne fortsat sker aktiv tilførsel af vand i form af rent vand eller perkolat fra andre enheder – se nedenfor - vil dette ske under slutafdækningen, hvorfor bidrag herfra skal indgå med den fulde mængde.

I den passive tilstand vil der ligeledes ske overfladeafstrømning og forøget fordampning som i efterbehandlingsperioden. Der vil ikke ske aktiv tilførsel af vand.

3.2.2 Tilsætning/recirkulering af perkolat og tilsætning af rent vand

Recirkulering af perkolat eller tilsætning af rent vand vil formentlig kun ske på enheder med et velfungerende membran- og perkolatsamlingsystem og det må formodes, at mængderne heraf bliver registrerede.

På grund af perkolatets indhold af diverse opløste forurenende stoffer er det yderst vanskeligt at kvantificere påvirkningen på L/S-forholdet af at recirkulere perkolat fra enheden (**Qi4**) eller tilføre perkolat fra andre enheder (**Qi5**), når dette er belastet med de samme forurenende stoffer som perkolatet fra enheden selv. Omvendt er der mulighed for, at andre stoffer kan blive tilført enheden

Der foreligger for nærværende ikke tilstrækkelig viden til, at effekten af recirkulering af perkolat fra samme enhed kan indbygges i modellen. På denne baggrund er det valgt ikke at indeholde recirkuleret perkolat i beregningen af perkolatdannelsen og Qi4 udgår derfor af vandbalancen.

Udeladelsen af Qi4 vurderes at være konservativ i den forstand, at L/S-forholdet ved nedlukningen af enheden estimeres lavere end hvis det var medtaget. Derved vil efterbehandlingstiden blive estimeret længere. Det er valgt, at holde muligheden åben for aktivt at tilføre perkolat fra andre enheder (Qi5), når perkolatet ikke er belastet med de samme stoffer, såvel som tilførsel af rent vand (Qi3).

3.2.3 Indtrængende grundvand

Ligger grundvandsspejlet højere end bunden af det deponerede affald kan der ske indtrængning af grundvand til affaldet, som vil bidrage til perkolatdannelsen.

For deponeringsenheder og lossepladser med membran- og perkolatsamlingsystemer vil der være en indadrettet gradient over membransystemet, så længe det dannede perkolat fjernes, dvs. i opfyldnings- og efterbehandlingsfaserne. Grundvand kan derved trænge gennem membransystemet til affaldet ved defekter i dette (**Qi6**). Mængden af eventuelt indtrængende grundvand vil ikke direkte kunne måles, men vil udgøre en del af det dannede perkolat, som i

disse to faser opsamles og fjernes fra enheden.

For enheder uden membransystemer vil grundvand, der strømmer ind i affaldet (**Qi7**) ligeledes bidrage til perkolatdannelsen. Mængden af gennemstrømmende grundvand vil ikke kunne måles, men skal nødvendigvis estimeres ud fra andre forhold – f.eks. viden om de hydrogeologiske forhold omkring og under enheden, dvs. grundvandsspejlets placering (kote) og gradient, samt om jordlagenes permeabilitet. Det antages i de forenklede vandbalancer, at infiltrerende vand fra overfladen ikke trænger væsentligt ned i den mættede zone under grundvandsspejlet, inden det forlader deponeringsenheden.

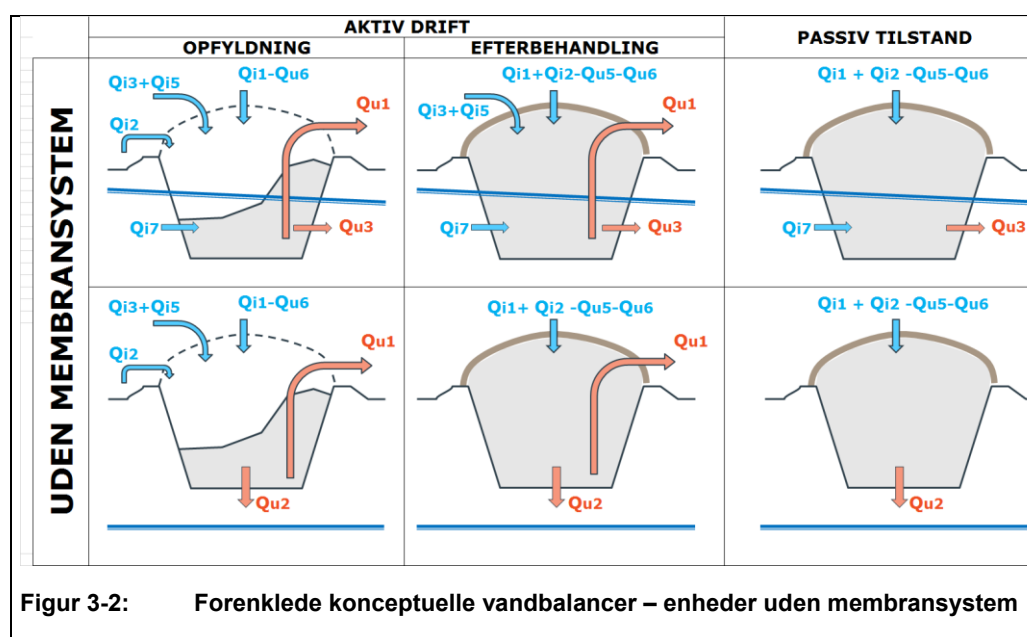
3.2.4 Udgående vandstrømme

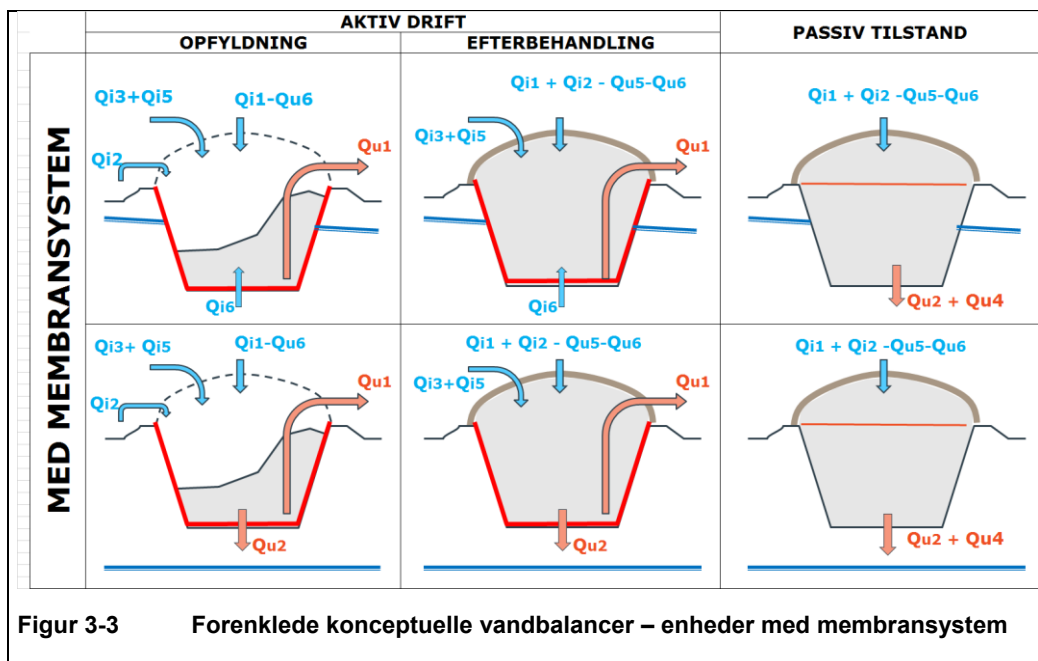
Udgående vandstrømme forenkles som følger:

- › Overløb i passiv tilstand over skelvolde (**Qu4**) antages at nedsive direkte til grundvandet, hvorfor den fulde kildestyrkemængde antages at være summen af den nedadrettede udsivning ($Qu2$) og $Qu4$.
- › For anlæg uden membransystem og perkolatopsamling vil kildestyrkemængden typisk være lig med den samlede perkolatproduktion i alle driftsfaser. Det er dog valgt at bibeholde muligheden for at en del af perkolatproduktionen bliver afledt under den aktive drift. Dette kan f.eks. benyttes til at modellere en afværgepumpning fra deponeringsanlægget.
- › For anlæg med membransystem og perkolatopsamling antages kildestyrkemængden som følger:
 - › Indtil afslutningen af den aktive drift afledes den samlede perkolatdannelse ved $Qu1$, og der er typisk ingen udsivning, dvs. $Qu2 = 0$. Men for kontrollerede lossepladser skal der være muligheder for at indeholde en lækage i membransystemet i vandbalancen, hvorfor $Qu2$ bibeholdes i vandbalancen.
 - › I den passive tilstand afledes der ikke perkolat, dvs. $Qu1 = 0$, hvorfor kildestyrkemængden er lig med den samlede perkolatdannelse.

3.2.5 Forenklede konceptuelle vandbalancer

De således forenklede vandbalancer fremgår af nedenstående figurer - Figur 3-2 og Figur 3-3:





3.3 Inddata til modellen

Der skal i modellen indføres informationer om de vandstrømme, der indgår til bestemmelse af perkolatdannelsen henholdsvis om størrelsen af eventuelle lækager gennem membransystemet, som skal indgå i beregningen af kildestyrkemængden.

Endvidere skal som input angives følgende nødvendige grundoplysninger:

- › Start- og slutåret for opfyldningsperioden.
- › Årstallet for nedlukning, samt (forventet) årstal for overgang til passiv tilstand.
- › Den samlede mængde affald, der er/bliver deponeret – dvs. registreret/estimeret tonnage eller tonnage beregnet ud fra en gennemsnitlig fyldhøjde, en estimeret rumvægt og arealet af beregningsenheden.
- › Arealet af beregningsenheden – som antages at svare til infiltrationsarealet, og til en horisontal udsivningsflade.
- › Dybden af affaldet under grundvandsspejlet, som benyttes til at estimere mængden af indtrængende grundvand og benyttes som den vertikale udsivningsflades højde. Se også kapitel 5.2.

I regnearksmodellen estimeres **L/S-forholdet** ved afslutningen af opfyldningsperioden henholdsvis den efterfølgende årlige ændring af L/S-forholdet ud fra ovennævnte inddata.

3.3.1 Estimering af perkolatdannelse

I det følgende er beskrevet forskellige metoder, der kan benyttes til estimering af perkolatdannelsen.

Estimering af den årlige infiltration af nedbør, nettotilstrømmende overfladevand og eventuelt vand tilført til det deponerede affald kan gennemføres på flere måder, afhængigt af de data, som er til rådighed.

I det følgende gives en kort oversigt over de praktiske metoder til estimering af de indgående vandstrømme, som vil blive anvendt ved kildestyrkeestimeringen. Der arbejdes med tre muligheder:

INF-A: Baseret på DK-modellen (Indlagt i regnearksmodellen som default)

INF-B: Baseret på eventuelle gode og omfattende lokale klimadata

INF-C: Baseret på registrerede afledte perkolatmængder eller på anden beregningsmetode – f.eks. en toplagsmodel på grundlag af GRID-data for lokaliteten, eller helt overordnet på nettonedbør for regionen.

Overordnet vurderes det, at den bedste bestemmelse af perkolatdannelsen er de direkte registrerede afledte perkolatmængder (jf. INF-C), som dog alene kan findes for deponeringsanlæg med membransystemer og perkolatopsamling, og når en evt. lækage er kendt eller kan estimeres.

Næstbedste metode er at benytte lokalt målte klimadata med gode pålidelige døgnværdier eller den i regnemodellen indbyggede default-metode (Danmarks-modellen).

INF-A: Baseret på DK-modellen (også default)

En bredt anvendelig metode til fastlæggelse af nettoinfiltrationen af nedbør kan baseres på den såkaldte rodzonemodel i DK-modellen for grundvand. Modellen er beskrevet i Bilag 1. Denne kræver kun kendskab til i hvilken kommune deponeringsenheden er beliggende, tykkelsen af slutfældningen og markkapaciteten af dette, hvor sidstnævnte beskrives enkelt ved "jordtypen" (vådområde, skovareal, sandjord, lerjord).

På grund af det begrænsede krav til inputdata er det valgt at lægge denne metode ind i modellen som en default-beregning af nettoinfiltrationen, der kan anvendes i alle tilfælde. Der er anvendt den oprindelige simple rodzonemodel, se Bilag 1.

På grundlag af en række gennemsnitsberegninger baseret på døgnværdier for nedbør og fordampning, som er udført på forhånd og indlagt i modellen, beregner modellen en års gennemsnitsværdi for infiltrationen af nedbør. Denne anvendes både fremadrettet og bagudrettet fra den endelige slutfældning er etableret, dvs. i efterbehandlingsfasen og den passive tilstand.

Der er i modellen indlagt et sæt ukorrigerede nedbørsdata for hver af 6 delområder i Danmark – dvs. data for døgnværdierne, der p.t. er frit tilgængelige via internettet; men som ikke er korrigerede for såkaldte wind- og wettingeffekter, som bevirker at regnmåleren ikke opfanger den samlede nedbør. Såfremt det ønskes, at gøre data dynamisk korrigerede (hvilket vil sige, at de enkelte nedbørsmålinger dag for dag korrigeres ud fra dagens vind-, temperatur og vindforhold, skal det betales for dette. De pågældende korrigerede værdier findes allerede beregnede hos DMI. Antallet af data er 6 stationer gange 365 døgnværdier.

Såfremt der tilføres rent vand indtastes de årlige mængder heraf i modellen. Modellen adderer automatisk dette til den beregnede infiltration af nedbør. Hvis der sker til og/eller afstrømning af udefrakommende overfladevand ind over enhedens slutfældning indtastes nettotilstrømningen i modellen, som tillægger denne til nedbøren før beregning af nettoinfiltrationen.

INF-B: Baseret på eventuelle gode og omfattende lokale klimadata

Foreligger der registreringer fra en lokal vejrstation med gode og pålidelige døgnværdier af korrigerede nedbørs-, middeltemperatur- og potentielle fordampningsdata for området, kan disse anvendes til beregning af nettoinfiltrationen af nedbør. Alternativt kan man for en årræk-

ke indhente GRID-værdier fra DMI for det GRID, som pladsen tilhører. Man skal så indsætte døgnværdierne for det år, som lokalt passer bedst med gennemsnittet over en årrække i modellen, som herefter beregner nettoinfiltrationen fremover. Herfra følges samme metodik som under INF-A.

INF-C: Baseret på mængden af opsamlet perkolat eller andet

Registreret perkolatmængde

Registrerede perkolatmængder fra opfyldningsperioden kan – såfremt der ikke er en lækage eller hvis den er kendt - danne grundlag for en estimering af perkolatdannelsen i perioden og dermed L/S-forholdet ved afslutningen af opfyldningsperioden. Størrelsen af en eventuel lækage og af tilstrømmende overfladevand bør være vurderet og medtaget i en vandbalance. Herved kan L/S-forholdet ved afslutningen af opfyldningsperioden estimeres.

Gennemsnitsværdien af de årligt opsamlede perkolatmængder over en årrække fra efterbehandlingsfasen (korrigeret for en eventuel lækage) kan benyttes som et estimat for den fremtidige nettoinfiltration af nedbør og en eventuel nettotilstrømning af overfladevand i resten af efterbehandlingsperioden og den efterfølgende fase med passiv tilstand.

Andre infiltrationsvurderinger

Den årlige infiltration gennem slutfærdigingslagene kan endeligt også estimeres med en toplagsmodel og baseret på enten lokalt registrerede klimadata eller GRID-data for månedlig eller årlig nedbør, potentiel fordampning og kendskab til slutfærdigingslagets feltkapacitet.

3.3.2 L/S-forhold

For at kunne estimere perkolatkoncentrationen på et givet tidspunkt er det nødvendigt til ethvert tidspunkt, at kende dette L/S-forholdet. Regnearksmodellen estimerer udviklingen i L/S-forholdet som beskrevet nedenfor.

I opfyldningsperioden

Som det fremgår af kapitel 2.1 er det ikke muligt i opfyldningsperioden at beregne et sammenhængende forløb af udviklingen af L/S gennem perioden.

For at kunne estimere udviklingen i perkolatkoncentrationen fremadrettet efter opfyldningen skal L/S-forholdet ved nedlukningstidspunktet estimeres. Det først deponerede affald på enheden vil på dette tidspunkt have et større L/S-forhold end det affald, der blev deponeret umiddelbart før nedlukning. Som en tilnærmelse antages det derfor, at L/S-forholdet ved afslutningen af opfyldningsperioden svarer til et gennemsnitligt L/S-forhold for hele opfyldningsperioden. Det gennemsnitlige L/S-forhold estimeres som den samlede perkolatdannelse i opfyldningsperioden divideret med halvdelen af den affaldsmængde, der er tilført enheden i samme periode.

$$\Sigma L/S_{\text{(afslutning af opfyldningsperioden)}} = \text{Sum perkolatdannelse} / (0,5 \times \text{samlet affaldsmængde}) \quad (3.1)$$

I modellen modelleres udviklingen af L/S-forholdet i opfyldningsperioden herefter ved at antage en lineær udvikling af L/S-forholdet over hele opfyldningsperioden.

Dette er naturligvis ikke korrekt i den forstand, at affaldsmængden vil vokse fra ingenting ved periodens start til den samlede mængde ved periodens afslutning, men benyttes her som den bedst mulige tilnærmelse.

I efterbehandlingsperioden og i passiv tilstand

I efterbehandlingsperioden og i den passive tilstand vil der ikke længere blive tilført affald og S er derfor konstant. Den årlige perkolatdannelse fra infiltration gennem overfladen og fra eventuelt indstrømmende grundvand kan forenklet antages at være konstant. L/S-forholdet vil derfor

årligt stige med forholdet mellem disse.

Udviklingen af L/S-forholdet modelleres i disse perioder som en årlig ændring af L/S-forholdet på den årlige perkolatdannelse divideret med den samlede affaldsmængde deponeret i opfyldningsperioden.

$$\Delta L/S \text{ (årlig ændring)} = \text{Årlig perkolatdannelse} / (\text{samlet affaldsmængde}) \quad (3.2)$$

L/S-forholdet for affald under grundvandsspejlet

For enheder uden membransystem og hvor bunden af det deponerede affald ligger under grundvandsspejlet vil en del af affaldet blive gennemstrømmet af det grundvand, der trænger ind i affaldet.

Der vil således i realiteten være forskel på udvaskningen i den umættede del af affaldet set i forhold til den mættede del:

$$L/S_{\text{umættet zone}} = (\text{infiltreret vandmængde}) / (\text{mængden af affald over vandspejlet}) \quad (3.3)$$

$$L/S_{\text{mættet zone}} = (\text{Indstrømmende grundvand}) / (\text{mængden af affald under vandspejlet}) \quad (3.4)$$

Som en forenkling for disse anlæg antages i modellen, at L/S-forhold og den fremadrettede årlige ændring af L/S-forholdet kan udtrykkes som den samlede perkolatproduktion divideret med den samlede affaldsmasse, dvs.:

$$\begin{aligned} L/S &= \sum (\text{infiltreret vandmængde} + \text{indstrømmende grundvand}) / (\sum \text{affaldsmængde}) \\ &= \sum \text{perkodatproduktionen} / \sum \text{affaldsmængde} \end{aligned} \quad (3.5)$$

Udsivningsfladens beliggenhed:

Det er besluttet i styregruppen, at den samlede udledning fra lossepladser/enheder, der gennemstrømmes af grundvand, i relation til risikovurderingen modelmæssigt sker gennem en lodret flade ved pladsens nedstrøms kant, som i højde svarer til den mættede zone i pladsen (se kapitel 5.2). Det vil sige, at:

$$Q_{\text{Kildestyrke}} = Q_{U3} = \text{Infiltreret vandmængde} + \text{Indstrømmende grundvand} \quad (3.6)$$

4. Frigivelse af forureningsstoffer fra affaldet

4.1 De anvendte principper

4.1.1 Stofkoncentration som funktion af L/S eller tid

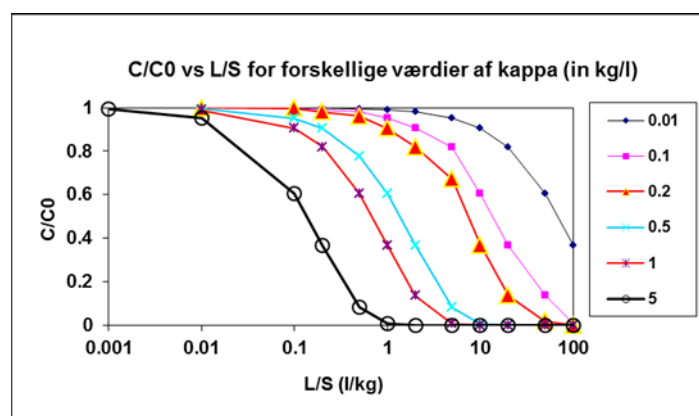
Udvaskningen fra en given affaldstype estimeres ved hjælp af følgende funktion:

$$C_i(L/S) = C_{i0} \times \exp(-(L/S) \times \kappa_i) \quad (4.1)$$

hvor:

- C_i er perkolatkoncentrationen af et givet stof (i) til et tidspunkt svarende til det anførte L/S-forhold (f.eks. i mg/l)
- C_{i0} er den maksimale perkolatkoncentration (oftest startkoncentrationen) af stoffet i, (også i mg/l)
- (L/S) er væske/faststofforholdet for affaldet i den pågældende celle til det pågældende tidspunkt (typisk i l/kg)
- κ_i er en førsteordens konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af stoffet i aftager som funktion af L/S (typisk i kg/l). κ_i er en stof- og materialespecifik konstant, som kan fastlægges på grundlag af udvaskningsdata (jo større κ , jo hurtigere udvaskning).

Effekten af størrelsen af κ på udvaskningsforløbet som funktion af L/S er illustreret i Figur 4-1 for ligning (4.1).



Figur 4-1 Effekten af forskellige værdier af κ på den normede udvaskningshastighed, C/C_0 , når denne beregnes som $C_i/C_{i0} = \exp(-(L/S) \times \kappa_i)$ i henhold til ligning (4.1).

Erfaringer med estimering af κ på grundlag af data fra kolonneudvaskningstests viser, at de κ -værdier, som bedst beskriver udvaskningsforløbet i starten af forløbet er større end de værdier, som bedst beskriver det senere, mere udtrukne forløb, se f.eks. Miljøstyrelsen (2009). For at kompensere for dette forhold foreslås det, at ligning (4.1) modificeres som vist i ligning (4.2):

$$C_i^*(L/S(t)) = C_{i0} \times \exp(-\kappa_i \times L/S(t) \times \exp((-L/S(t)/a)) \quad (4.2)$$

hvor det foreslås, at a sættes til den værdi af L/S , der svarer til slutpunktet for beregningsperioden. Hvis modelperioden er 500 år, kan a sættes til den værdi af L/S , som svarer til 500 år – a bør aldrig svare til en periode, der er kortere end modelperioden (da $C^*(L/S(t))$ ellers vil begynde at vokse). Når der anvendes kolonneudvaskningsdata fra EN 14405 op til $L/S = 10$ l/kg, kan a sættes til $2 \times L/S = 20$ l/kg, hvilket ofte vil være af samme størrelsesorden som L/S efter 500 år. Hvis L/S efter 500 år for den aktuelle beregningsenhed er større end 20 l/kg, bør denne anvendes. Når der anvendes udvasknings- eller perkolatdata, der dækker en forholdsvis kort periode (små værdier af L/S) til estimering af κ , sikrer anvendelsen af ligning (4.2) mod et for hurtigt fald i koncentrationsniveauet ved højere værdier af L/S . Ved anvendelse af default-værdier af κ benytter modellen i stedet ligning (4.1), da disse default-værdier er bestemt på grundlag af et længere L/S -forløb for inert affald, hvilket betyder, at anvendelse af ligning (4.2) vil give et alt for konservativt udvaskningsforløb. Se i øvrigt Figur 4-3 og Figur 4-4.

Hvis κ sættes til 0 kg/l, vil både $C(L/S)$ i ligning (4.1) og $C^*(L/S)$ i ligning (4.2) beskrive en konstant kildestyrke med værdien C_0 , dvs. en vandret linje, der udgår fra startpunktet i begge grafer i Figur 4-3 og Figur 4-4.

Princippet i modellen er således, at man for en given affaldstype i en given beregningsenhed på et anlæg kan foretage en estimering af udviklingen i stofkoncentrationen, indirekte som en funktion af tiden. En sådan beregning forudsætter, at de nødvendige data er til stede eller kan estimeres. Beregningen af L/S ud fra de indsamlede data er omtalt i kapitel 3.3.2, og sammenhængen mellem L/S og tiden for en given deponeringsenhed eller losseplads blev beskrevet i kapitel 2.3.2 i baggrundsrapporten for Fase 1 og er opsummeret i det følgende. Ligning (4.3) viser sammenhængen mellem L/S og tiden for en deponeringsenhed eller losseplads (Hjelmar, 1990):

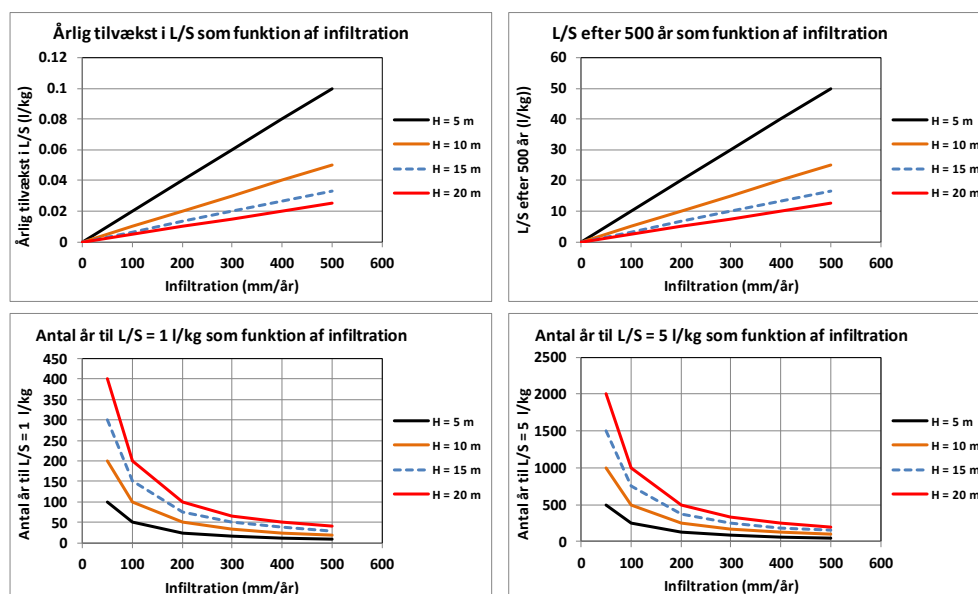
$$L/S = I \times T / (d \times H) \quad (4.3)$$

hvor:

- L er den akkumulerede perkolatmængde gennem affaldslaget i enheden (m^3) til tiden T .
- S er affaldsmængde i den betragtede enhed (tons (tørvægt))
- I er nettoinfiltrationen per år ($m^3/m^2/år$), som her regnes konstant over perioden
- T er periodens længde (år)
- d er den gennemsnitlige tørrumvægt (densitet) af affaldet (ton/m^3)
- H er den gennemsnitlige højde af affaldslaget i enheden (m).

Figur 4-2 viser sammenhænge mellem L/S , tiden, infiltration fra overfladen og gennemsnitshøjden, H , af en deponeringsenhed eller en losseplads baseret på ligning (4.3). Der er i alle tilfælde regnet med en massefylde på $1 \text{ ton}/m^3$.

Af Figur 4-2 fremgår det eksempelvis, at det for et deponeringsanlæg på 15 meters højde med en infiltration fra overfladen på $300 \text{ mm}/år$ vil tage 50 år at opnå en gennemsnitlig L/S -værdi på $1 \text{ l}/kg$. De perkolatanalyser, som måtte foreligge fra denne periode beskriver således et forholdsvis kort L/S -interval set i forhold til det samlede forventede udvaskningsforløb. Det forventes ganske vist, at den største stofudvaskning finder sted i starten af udvaskningsforløbet, men det tidsinterval, for hvilket der findes data, er oftest meget kort set i forhold til en ekstrapolering af udvaskningsforløbet ud i fremtiden.



Figur 4-2 Illustration af sammenhængen mellem L/S og tiden for affald med en massefylde på 1 ton/m³.

I Figur 4-3, som illustrerer anvendelsen af forudsætningen om eksponentielt aftagende stofkoncentrationer i perkolatet som funktion af L/S eller tid, er brugen af ligningerne (4.1) og (4.2) sammenlignet med målte koncentrationer af klorid i perkolatet fra deponi 1 i Vestskoven (slagge og flyveaske fra affaldsforbrænding, DanWS, 2016). De målte data, $C(\text{målt})$ på figuren, strækker sig over perioden 1973 – 2010, svarende til $L/S = 0 - 1,23 \text{ l/kg}$. 500 års udvaskning med samme infiltration af nedbør vil svare til $L/S = 17,5 \text{ l/kg}$. C_0 er estimeret som den maksimale målte kloridkoncentration i datasættet.

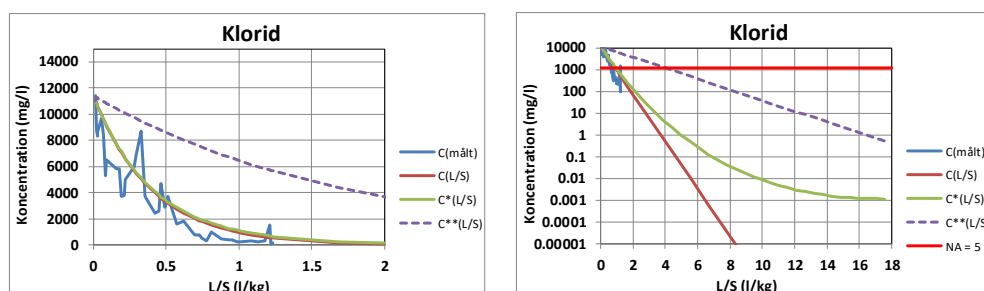
$C(L/S)$ svarer til ligning (4.1), idet κ_{klorid} er estimeret til 2,5 kg/l bestemt ved kurvetilpasning i forhold til de observerede koncentrationer og beregnede L/S-værdier. $C^*(L/S)$ svarer til ligning (4.2), idet κ_{klorid} ligesom i (4.1) er estimeret til 2,5 kg/l, og a er sat til 17,5 l/kg, svarende til L/S efter 500 år med en årlig tilvækst på 0,035 l/kg.

Det fremgår af figuren til venstre, at der ved små L/S-forhold op til 2 l/kg er næsten komplet sammenfald mellem resultaterne af de to ligninger. Af figuren til højre fremgår det, at kurven baseret på ligning 4.2 ved højere L/S-forhold gradvis "bøjer af" og resulterer i højere koncentrationer, som i den seneste del af forløbet op til 500 år ($L/S = a$) stort set er konstante.

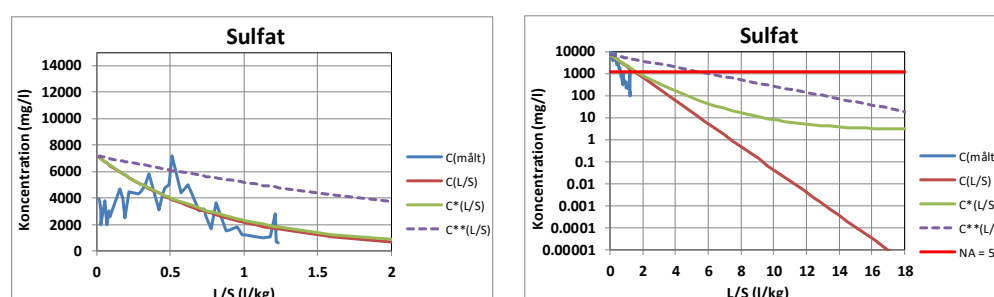
Endelig ses $C^{**}(L/S)$, som viser resultater af ligning (4.1) anvendt med default-kappaværdien 0,57 kg/l, som blev brugt ved fastsættelse af udvaskningsgrænseværdier for affald til deponeering (Miljøstyrelsen, 2009a). Efter alt at dømmes vil anvendelsen af denne default-kappaværdi, som er baseret på resultater af kolonneudvaskningstests, føre til et miljømæssigt meget konservativt skøn over kloridudvaskningen. I Figur 4-4 ses en tilsvarende beskrivelse af udvaskningen af sulfat som funktion af L/S, også baseret på data fra Vestskoven. Både Figur 4-3 og Figur 4-4 illustrerer værdien af at have gode stedspecifikke data til estimering af udviklingen i perkolatsammensætningen med tiden eller L/S.

Både i Figur 4-3 og Figur 4-4 er der indtegnet en vandret linje, som svarer til den "nødvendige attenuering", $NA (= 5 \times \text{det relevante vandkvalitetskriterium})$, som i kapitlerne 5.9 og 5.10 i baggrundsrapporten for Fase 1 blev anvendt til at vurdere, om et givet stof bør medtages i en risikovurdering. I dette tilfælde er anvendt kvalitetskrav for drikkevand på 250 mg/l både for klorid

og sulfat (BEK 802/2016).



Figur 4-3 Illustration af anvendelsen af ligningerne (4.1) og (4.2) til estimering af udvaskningen af klorid som funktion af L/S med $\kappa_{\text{Klorid}} = 2,5 \text{ kg/l}$. Desuden ses $C^{**}(L/S)$, som er ligning (4.1) med default-kappaværdien $0,57 \text{ kg/l}$.



Figur 4-4 Illustration af anvendelsen af ligningerne (4.1) og (4.2) til estimering af udvaskningen af sulfat som funktion af L/S med $\kappa_{\text{Sulfat}} = 1,2 \text{ kg/l}$. Desuden ses $C^{**}(L/S)$, som er ligning (4.1) med default-kappaværdien $0,33 \text{ kg/l}$.

4.1.2 Den kemiske tilstand i affald og perkolat

Som beskrevet i baggrundsrapporten for Fase 1, vil den kemiske tilstand af det deponerede affald og perkolat, herunder pH, redoxpotentiale, adgang til atmosfærisk luft mv. og ændringer i disse, have indflydelse på stofudvaskningen og sammensætningen af perkolatet som funktion af L/S. Det samme gælder biologisk omsætning. Med den valgte tilgang til beskrivelse af udviklingen i stofkoncentrationen baseret på perkolatdata samt estimering af C_0 og kappaværdien er det ikke muligt direkte at inddrage disse processer på nuværende tidspunkt. Dog er der allerede i valget af stoffer medtaget visse stoffer (f.eks. Ba og Cr, jf. kapitel 5.9.2 i baggrundsrapporten for Fase 1), hvis udvaskningsmønster påvirkes af f.eks. ændringer i redox-potentialet. Hvis der er begrundet risiko for ændringer i redoxforholdene, kan der derfor være grund til at holde særligt godt øje med koncentrationsudviklingen for redoxfølsomme stoffer og lade dette indgå i estimeringen af den fremtidige udvikling i perkolatets sammensætning. I Figur 4-4 ses et eksempel på et stof (sulfat), hvor koncentrationen i perkolatet i et vist omfang kan være påvirket af ændringer i redoxforhold, idet sulfat under meget reducerede forhold omdannes til sulfid. Det kan sammen med et højt indhold af Ca (der sammen med sulfat udfælder som gips) være årsagen til, at sulfatkoncentrationen i starten af udvaskningsforløbet er stigende. Tilstedeværelsen af sulfid vil i sig selv gennem dannelse af tungtopløselige sulfider kunne reducere frigivelsen af tungmetaller som Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn signifikant over længere tid (se kapitel 5.5 i baggrundsrapporten for Fase 1).

Der findes hydrogeokemiske ligevægtsmodeller, som kan inddrage geokemiske processer, men på nuværende tidspunkt anses disse for at være for komplicerede og datakrævende til at kunne anvendes i praksis. Det er derfor valgt ikke at inddrage disse forhold direkte i kildestyrkeestimeringen.

4.1.3 Heterogen vs. homogen gennemstrømning af affaldet

Af baggrundsrapporten for Fase 1 (Kapitel 3) fremgår det, at man generelt ikke kan regne med, at der sker en jævn, homogen gennemstrømning af det deponerede affald; det meste af det deponerede affald er så heterogent, at der i de fleste tilfælde vil være tale om ujævn, heterogen strømning gennem affaldet. Af rapporten fremgår det imidlertid også, at der ikke umiddelbart findes state-of-the-art-modeller, som kan beskrive denne strømning præcist, og meget tyder på, at sådanne modeller, når de bliver udviklet, vil kræve et omfattende datamateriale fra de enheder, som skal modelleres. Der findes ingen deponeringsanlæg, hvor sådanne data er til rådighed. Det kan i øvrigt nævnes, at forskere fra Delft University (2016) har været behjælpelig med forsøgsvis at anvende den flowmodel, som de er ved at udvikle, på danske data, der er relevante for kildestyrkeprojektet. De første resultater synes at vise, at heterogent flow måske har mindre betydning for kildestyrken, end hidtil antaget.

For at belyse den indflydelse, som heterogent flow kan have på udvaskningsforholdene for det deponerede affald er der i Bilag 3 gennemført nogle sammenligninger af stofudvaskningen beskrevet henholdsvis ved hjælp af en simpel "dual porosity"-model og en model, der antager homogen gennemstrømning. Resultaterne indikerer, at antagelsen om homogent flow generelt kan forventes at give en større stofudledning end antagelsen af heterogen strømning beskrevet efter "dual porosity"-princippet, og man kan derfor som hovedregel regne med, at en antagelse af homogen strømning er miljømæssigt konservativ i en risikovurdering.

På denne baggrund og på grund af ovennævnte status for udvikling af modeller til beskrivelse af heterogent flow, foreslås det i første omgang at antage homogent flow i metodikken for opstilling af kildestyrken. Det vil sige, at L/S i modellen beregnes på grundlag af en antagelse af homogent flow gennem affaldet.

Det kan bemærkes, at strømningsforholdene i en deponeringsenhed med fungerende bund- og sidemembraner kan ændre sig betydeligt i retning mod mere homogen strømning i en del af affaldet, når/hvis perkolatopsamlingen afbrydes i forbindelse med afslutning af efterbehandlingen. Perkolatniveauet i enheden vil kunne stige, indtil der opstår en ny hydraulisk ligevægt. Afhængigt af indretning og funktion af enheden og membransystemet kan det forventes, at en del af affaldet vil blive vandmættet, og at udvaskningsforholdene og dermed koncentrationsniveauet for nogle stoffer vil ændre sig (fra starten primært i opadgående retning). Det kan derfor være nødvendigt at observere udviklingen i perkolatsammensætningen og kildestyrken i en overgangsperiode for gennem en risikovurdering at kunne sikre, at betingelserne for overgang til passiv tilstand er opfyldt, inden den effektueres (se også Miljøstyrelsen, 2015a).

4.2 Forhold og data af betydning for beskrivelsen af stofudvaskningen som funktion af tiden

I den foreslåede metodik anvendes ligning (4.2) til at beskrive udvaskningen af et givet stof fra en given affaldstype som funktion af i første omgang L/S og derefter af tiden. Hele metodikken til beskrivelse af stofudvaskningen er derfor afhængig af, at der for en given deponeringsenhed kan tilvejebringes den bedst mulige beskrivelse, først af L/S som funktion af tiden (samt L og S hver for sig), dernæst af stofudvaskningen som funktion af L/S . Det sidste betyder, at de bedst mulige estimater for C_0 og κ for de stoffer, som indgår i kildestyrkebestemmelsen, skal fremskaffes. Hvis de ikke kan baseres på pålidelige stedspecifikke data, kan der tages udgangspunkt i default-data, som bedst muligt og konservativt kan repræsentere den givne situation. Ved anvendelse af default-værdier for κ benyttes dog ligning (4.1) til at beskrive stofudvaskningen, da beskrivelsen som nævnt ovenfor ellers kan blive for konservativ (se Figur 4-3 og Figur 4-4).

I forbindelse med fastlæggelsen af stofudvaskningen som funktion af tiden er der således brug for data/beregninger/estimer for de tre hovedparametre i den valgte metodik, L/S , C_0 og κ . De er vist i Tabel 4-1 sammen med de vigtigste af de grunddata, som indgår i bestemmelsen eller estimeringen af disse.

Tabel 4-1 Oversigt over parametre, som benyttes i forbindelse med beskrivelsen af stofudvaskningen.

Parameter	Kommentar
L (m^3)	Den estimerede akkumulerede perkolatproduktion til tidspunktet og perioden for opførelsen og kildestyrkebestemmelsen kombineres med den deponerede affaldsmængde, S, til beregning af L/S. L fastlægges på grundlag af viden om eller det bedst mulige estimat af perkolatdannelsen. Der skelnes, som beskrevet i kapitel 3.3.2, mellem opfyldningsperioden og de efterfølgende faser ved estimeringen af L. L er inddata i modellen til estimering af L/S-forholdet ved opfyldningsperiodens afslutning samt estimering af den efterfølgende udvikling i L/S.
S (tons)	Den deponerede affaldsmængde, som perkolatet strømmer igennem. Affaldsmængden S er inddata i modellen til estimering af L/S-forholdet ved opfyldningsperiodens afslutning og den efterfølgende udvikling i L/S. I opfyldningsperioden vil S vokse fra 0 til fuld mængde. Fra efterbehandlingsperiodens start vil S være konstant.
A (m^2)	Arealet af deponeringsenheden (i den kote, hvor det er størst)
H (m)	Gennemsnitshøjden af den samlede affaldsmængde i enheden. Gennemsnitshøjden er sammen med arealet og rumvægten inddata til modellen som angivelse af affaldsmængden, S. H kan estimeres på grundlag kendt affaldsvolumen og areal, eller fra opmålinger/projektviden.
I ($m^3/\text{år}$)	Den årlige perkolatdannelse fra infiltration, som kan estimeres på grundlag af klimadata og en infiltrationsmodel (se kapitel 3.2.1).
Q_{GV} ($m^3/\text{år}$)	Den årlige perkolatdannelse ved gennemstrømning af grundvand. Grundvandsfluxen er perkolatfluxen (Q_{I7} i kapitel 3.1). Se også Kapitel 5.
d (tons/ m^3)	Rumvægt (massefylde/vægtfylde/densitet) af det deponerede affald. Rumvægten er sammen med arealet og højden inddata til modellen som angivelse af affaldsmængden, S. d kan estimeres på grundlag af et kendt affaldsvolumen og registreret affaldsmængde. I mangel af bedre kan rumvægten sættes til $1 \text{ ton}/m^3$, men den kan typisk variere mellem ca. $0,5$ og $1,5 \text{ tons}/m^3$, afhængigt af affaldstype, kompaktering mv. Anvendes med uspecifiseret vandindhold (på grund af manglende data vedrørende vandindhold).
C_0 eller sammenhørende værdier af $C(t)$ og L/S (mg/l) eller ($\mu g/l$)	C_0 er den højeste koncentration i perkolatet af et givet stof, der udvaskes. I de fleste (men ikke alle) tilfælde vil C_0 svare til startkoncentrationen, hvor $L/S = \text{ca. } 0 \text{ l/kg}$. Hvis der ikke findes informationer om C_0 , kan man i stedet anvende sammenhængende værdier af $C(t)$ og L/S (t) til at beskrive udvaskningen af et stof som funktion af L/S under anvendelse af κ (se Bilag 4), eller man kan anvende defaultværdier/erfaringstal fra lignende enheder. Se kapitel 4.3.
κ , κ (kg/l)	Stof- og affaldsspecifik konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof ved udvaskning fra et givet materiale falder som funktion af L/S . Anvendes i ligning (4.1) for default-værdier og i ligning (4.2) for κ -værdier estimeret ud fra stedspecifikke perkolatdata eller resultater af udvaskningstests på det deponerede affald eller lignende affald. Default-værdier vil generelt ikke være affaldsspecifikke. Se kapitel 4.3.

4.3 Estimering og anvendelse af C_0 og κ

4.3.1 Oversigt

Ligning (4.2) foreslås anvendt til estimering af C_0 og κ , som sammen med den udledte perkolatmængde og L/S beskriver kildestyrken. Da L/S indgår i ligningen sammen med C_0 og κ , er det afgørende for kvaliteten af den estimerede kildestyrke, at der for en given beregningsenhed foreligger en beskrivelse af L/S som funktion af tiden, som er så korrekt som mulig – både med hensyn til fortid, nutid og fremtid (fremskrivning). Det er endvidere væsentligt, at stedspecifikke perkolatanalyser kan beskrives som funktion af L/S.

I det følgende er der opstillet forslag til, hvordan C_0 og κ kan estimeres og anvendes i kildestyrkeestimeringen under hensyntagen til mængden og kvaliteten af relevante perkolatdata, som er til rådighed. Der skelnes mellem følgende situationer:

- Situation 1: Ingen stedspecifikke data og/eller informationer
- Situation 2: Begrænsede stedspecifikke data
- Situation 3: Gode stedspecifikke data og informationer

4.3.2 Situation 1: Ingen stedspecifikke data og/eller informationer

Udgangspunkt

Der findes ingen oplysninger om L/S eller stofkoncentrationer i perkolatet for en given beregningsenhed.

Data og beskrivelse af perkolatudvikling som funktion af L/S

Hvis der er tale om en eksisterende beregningsenhed, f.eks. en **nedlagt losseplads**, hvor der ikke foreligger informationer om det deponerede affald eller det udsivende perkolat, bør sådanne informationer tilvejebringes, om nødvendigt ved en forureningsundersøgelse, før der foretages en kildestyrkeestimering. Når sådanne data foreligger, vil være tale om en ny situation, som formentlig svarer til Situation 2.

Hvis der er tale om en **planlagt deponeringsenhed**, vil planerne omfatte informationer om hvilken type deponeringsenhed, der er tale om, og hvilke typer affald, der planlægges deponeret. Man vil derfor for en række stoffer kunne finde relevante defaultdata for både C_0 og κ (se kapitel 4.4.4).

For en planlagt beregningsenhed vil de relevante vandbalancer og den forventede udvikling af L/S som funktion af tiden fremgå af eller kunne beregnes på grundlag af projektplanerne for deponeringsenheden. I modellen indsættes de data, der er nødvendige for at beregne L/S (affaldsmængder, fysiske dimensioner, opfyldningsperiode og beregningsmetode for infiltration, se Kapitel 3.3), og default-dataene for C_0 og κ for de stoffer, der skal/kan indgå i modelleringen. Modellen vil anvende ligning (4.1) til estimering af stofkoncentrationer som funktion af L/S på grundlag af default-data (se for eksempel $C^{**}(L/S)$ i Figur 4-3 og Figur 4-4).

Default-værdierne for C_0 er baseret på 90%-fraktilerne for de observerede koncentrationsniveauer for de forskellige typer deponeringsenheder og lossepladser, og må antages at være forholdsvis konservative, dvs. høje, sammenlignet med gennemsnitlige, stedspecifikke koncentrationer. Mange af default-værdierne for κ er baseret på laboratorieudvaskningsdata for affaldsmaterialer til nyttiggørelse som bygge- og anlægsarbejder og skønnes ofte at være forholdsvis små sammenlignet med kappaværdier baseret på stedspecifikke udvaskningsdata fra deponeringsenheder. Hvor dette er tilfældet, vil estimerer af de fremtidige perkolatkoncentrationer aftage langsomt som funktion af tiden, end de ville for kappaværdier baseret på affalds- eller stedspecifikke data. Dette vil medføre en risiko for overestimering af den nødvendige efterbehandlingstid. Der er derfor et incitament til frembringelse af gode og anvendelige

stedsspecifikke perkolatdata.

4.3.3 Situation 2: Begrænsede stedsspecifikke data

Udgangspunkt

For en given deponeringsenhed findes der begrænsede stedsspecifikke oplysninger om L/S og/eller stofkoncentrationer i perkolatet (f.eks. enten forholdsvis få datasæt over en begrænset tidsperiode og/eller data for et begrænset antal stoffer). Der kan også være problemer med at etablere sammenhængen mellem stofkoncentrationer i perkolatet og L/S. Situation 2 kan i princippet være relevant for **alle typer lossepladser og deponeringsenheder**, og vil formentlig pt. være den mest hyppigt forekommende situation.

Data og beskrivelse af perkolatudvikling som funktion af L/S

L/S må estimeres ud fra de foreliggende oplysninger efter de i Kapitel 3.3 angivne retningslinjer.

Hvis der for en beregningsenhed findes pålidelige data vedrørende det aktuelle forureningsniveau (perkolkoncentrationer eller estimerede perkolkoncentrationer over ét eller nogle få år) benyttes den maksimale målte værdi for et givet stof som C_0 . Denne indsættes i modellen i ligning (4.2). Hvis der ikke findes default-værdier for κ sættes denne lig 0 kg/l, hvorved kildestyrkekoncentrationen bliver konstant. For en konstant udsivende perkolatmængde bliver kildestyrken (fluxen) således også konstant over tid. Dette er et konservativt estimat svarende til den vandrette røde linje i Figur 4-3 og Figur 4-4. Hvis der for det aktuelle stof foreligger en default-værdi, anvendes denne i ligning (4.1). Hvis der foreligger mistanke om, at perkolatet kan indeholde bestemte stoffer, som der ikke er målt for, men som ønskes inddraget i kildestyrkeestimeringen, kan der for disse stoffer anvendes default-værdier, som beskrevet under Situation 1. Her kan man vælge at anvende C_0 som en konstant kildestyrkekoncentration ($\kappa = 0$ kg/l, mest konservativt), eller – hvis der findes en default-kappa for stoffet – kan man vælge en aftagende koncentration som funktion af L/S udtrykt ved ligning (4.1), hvilket er mindre konservativt.

Hvis man for en beregningsenhed har nogle få, men repræsentative samhörørende data for L/S og perkolkoncentrationen for et stof, for hvilket man ikke har defaultdata, kan man ud fra ligning (4.1) og to observationer, som er foretaget med nogle års mellemrum (gerne så mange år som muligt), estimere κ på følgende måde:

$$C_1 = C_0 \times \exp(-(L/S)_1 \times \kappa) \wedge C_2 = C_0 \times \exp(-(L/S)_2 \times \kappa) \Leftrightarrow \quad (4.4)$$

$$\kappa = \ln(C_1/C_2)/((L/S)_1 - (L/S)_2) \quad (4.5)$$

Det bemærkes, at der i denne sammenhæng ikke er brug for nogen antagelser vedrørende C_0 . I dette tilfælde estimeres kildestyrkekoncentrationen så ud fra den estimerede κ og en default-værdi for C_0 ved hjælp af ligning (4.2). Da datagrundlaget for denne bestemmelse er yderst begrænset, foreslås det, at man udfører flere beregninger med forskellige sæt af C_1 og C_2 og anvender en gennemsnitsværdi af de fundne kappa-værdier. Det bør yderligere undersøges, hvorledes hele sættet af målte data afbildet som funktion af L/S passer med kurven, der beskrives af $C^*(L/S)$ i henhold til ligning (4.2). Hvis der selv på trend-niveau er dårlig overensstemmelse, bør den fundne kappa-værdi ikke anvendes til kildestyrkebestemmelse. I stedet kan man eventuelt afvente yderligere monitoringsdata eller data fra lysimeterudvaskningstests til bestemmelse af kappa. En anden mulighed vil være at gennemføre kolonneudvaskningstests med det aktuelle affald, og på baggrund heraf bestemme kappa.

4.3.4 Situation 3: Gode stedspecifikke data og informationer

Udgangspunkt

Beregningsenheden er velbeskrevet med hensyn til historie, indretning og monitoringsdata, og der findes for hvert af de relevante stoffer en længere, up-to-date tidsserie (helst dækkende flere dekader) af koncentrationen i perkolatet som funktion af L/S. Situation 3 er i princippet relevant for **alle typer deponeringsanlæg og deponeringsenheder**. I praksis vil kun nogle få deponeringsenheder og lossepladser være tilstrækkelig velbeskrevet, så de hører under situation 3. Det kan naturligvis kun anbefales, at det ved supplerende undersøgelser og/eller den fremadrettede monitoring (jf. kapitel 4.5) søges at fremskaffe relevante data, således at enheden er velbeskrevet, jf. det ovenstående.

Data og beskrivelse af perkolatudvikling som funktion af L/S

I denne situation kan man anvende det kappaestimeringsværktøj, som er vedlagt modellen. Estimeringen er baseret på manuel eller semi-manuel kurvetilpasning af grafen for $C(L/S)$ i henhold til ligning (4.2) til de målte perkolatkoncentrationer, der i Figur 4-3 og Figur 4-4 er angivet som $C(\text{målt})$.

I værktøjet indsættes L/S ved starten af efterbehandlingen og den årlige tilvækst i L/S i den efterfølgende periode, hvor den generelt kan regnes konstant. Disse oplysninger, som kan hentes fra vandbalancedelen af kildestyrkemodellen, anvendes til at beregne den akkumulerede værdi af L/S fra start af opfyldningen til år 500 efter anlægget er nedlukket (som i denne sammenhæng er valgt som tidsperiode for risikovurderingen). For hvert år i den periode, for hvilken der foreligger perkolat kvalitetsdata, indtastes samhörende værdier af L/S ved årets slutning og årsværdier eller årsgennemsnit af koncentrationen af ét stof ad gangen¹. Værktøjet vælger den største koncentration i datasættet som C_0 . Et første bud på en kappa-værdi fås ved hjælp af en eksponentiel trendline for kappa vs. L/S med tilhørende ligning, som automatisk dannes på grundlag af de indtastede data. Den aflæste værdi af kappa indlæses i et angivet felt og indgår så i estimeringen af $C(L/S)$ i henhold til ligning (4.1) og $C^*(L/S)$ i henhold til ligning (4.2). Konstanten a i ligning (4.2) sættes til $L/S(500\text{år})$. Både de målte koncentrationer og $C(L/S)$ og $C^*(L/S)$ afbildes automatisk som funktion af L/S i figurer svarende til Figur 4-3 og Figur 4-4. Hvis den indsatte værdi af kappa, ikke giver en visuelt tilfredsstillende repræsentation og fremskrivning af de målte data, afprøves forskellige værdier af kappa (trial and error), indtil den visuelt bedst mulige tilpasning mellem kurven for $C(L/S)$ og de afbildede målte data opnås. Denne værdi af kappa indlæses derefter i hovedmodellen for det pågældende stof, hvor modellen beskriver udvaskningsforløbet ved hjælp af ligning (4.2). Sættet af koncentrationsobservationer erstattes af data for et nyt stof, som så undergår samme iterationsproces til bestemmelse af kappa for dette stof.

For stoffer og affaldsmaterialer, for hvilke der findes defaultværdier for kappa, kan disse også indsættes i værktøjet, hvorefter de tilpassede kurver kan sammenlignes med udvaskningskurven for (4.1) baseret på defaultværdien for kappa ($C^{**}(L/S)$) i Figur 4-3 og Figur 4-4.

Kappaestimeringsværktøjet kan også anvendes med udgangspunkt i resultaterne af lysimeterudvaskningsforsøg eller en kolonneudvaskningstest på en relevant affaldstype (de i Tabel 4-2 viste default-værdier for kappa er beregnet på grundlag af kolonneudvaskningsforsøg). I tilfælde af anvendelse af resultater af kolonneudvaskningstesten EN 14405, vil man have 7 sæt samhörende værdier af eluat-koncentrationer og L/S (varierende fra $L/S = 0,1$ l/kg til $L/S = 10$ l/kg).

¹ Man kan også udelade årstallet og anvende alle de tilgængelige samhörende værdier af stoffkoncentration og L/S.

4.4 Vurdering og fremskaffelse af perkolatdata

4.4.1 Generel kvalitet af data om perkolatsammensætning

Det er som før nævnt den generelle erfaring, at det er svært at opnå gode, sammenhængende beskrivelser af kildestyrken i form af perkolatsammensætning som funktion af den dannede perkolatmængde, L/S og tiden, hvor der samtidig er rimelig klarhed over affaldets karakter (Miljøstyrelsen 2014 & 2015a). Dette gælder ikke mindst for nedlagte, ukontrollerede lossepladser og ældre deponeringsanlæg. Blandt de forhold, der ofte bidrager til vanskelighederne, er manglende adskillelse mellem enheder med forskellig alder og forskellige typer affald, fælles perkolatsamling for flere enheder, manglende vandbalancedata, specielt for enkelt enheder, mangelfulde perkolatanalyser, som indtil 2009 ofte kun blev udført med lange mellemrum eller slet ikke, selv for nye enkeltceller. I nogle tilfælde findes der dog data, således at nogle af disse informationer kan rekonstrueres, men disse foreligger typisk alene for en begrænset tidsperiode (højst nogle få dekader).

Repræsentative stedspecifikke perkolatdata er, som det fremgår af det foregående, vigtige elementer i en fremadrettet estimering af kildestyrken. Med den begrænsede erfaring, der på nuværende tidspunkt eksisterer med estimeringsmetoden, er det ikke muligt at give en kvantitativ vurdering af datakvalitetens betydning for usikkerheden ved den tidsmæssige fremskrivning af kildestyrken. Det forekommer dog rimeligt at antage, at denne usikkerhed vil blive reduceret, efterhånden som datamængden og datakvaliteten bliver større med tiden.

Analyseprogrammerne ved de forskellige danske deponeringsanlæg varierer ganske betydeligt fra anlæg til anlæg, hvilket oftest er begrundet i forskellige krav hertil i anlæggenes miljøgodkendelse. Dette kan bl.a. ses af de i Fase 1-rapporten viste oversigter over, hvilke data, der måles hvor, og de foretagne sammenstillinger af data – jf. Fase 1 rapportens Bilag B-7. Den ofte begrænsede kvalitet af de foreliggende monitoringsdata set som grundlag for en kildestyrkemodel skyldes formentlig, at dette aldrig har været formålet med monitoringen. Formålet har været en umiddelbar beskyttelse af det omgivende miljø og de rensningsanlæg, som den samlede perkolatstrøm oftest udledes til efter opsamling, men sjældent eller aldrig en langsigtet miljørisikovurdering. Endvidere afhænger betalingen for rensning af perkolatet ofte delvis af perkolatets indhold af visse stoffer/stofgrupper, herunder BOD og COD. Disse spildevandsparametre ses derfor også ofte i perkolatmonitoringsprogrammerne.

4.4.2 Stedsspecifikke data om perkolatsammensætningen

Alle deponeringsanlæg skal i henhold til BEK 1049/2013 og deres godkendelse regelmæssigt opsamle og rapportere oplysninger om perkolatmængder og perkolatkvalitet (samt meteorologiske data). I driftsfasen (opfyldningsperioden) 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 for anlægget i sin helhed og så vidt muligt fordelt på de enkelte deponeringsenheder. 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. Derudover ledes perkolat fra forskellige etaper/celler ofte sammen, inden der udtages prøver, og inden perkolatmængden opgøres. Dette er årsagen til, at det er nødvendigt at fastlægge de beregningsenheder, for hvilke der kan skaffes/estimeres samhørende data til brug for en risikovurdering. Metoder til estimering af perkolatmængderne er beskrevet i Kapitel 3.

4.4.3 Udvaskningsdata

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.

Der vil dog foreligge en række undersøgelser af udvaskningsforløb baseret på diverse udrednings- og forskningsopgaver. I Fase 1-rapporten er der nævnt en række affaldstyper, for hvilke der i forskelligt omfang foreligger udvaskningsdata.

4.4.4 Datapræferencer og default-data

Data til estimering af C_0 og κ

Som beskrevet i det foregående har stedspecifikke data (fra monitoring af samhørende værdier af sammensætning og mængde af perkolat, som kan henføres til en fælles L/S-skala) over en længere periode (helst årtier) højeste prioritet som input til estimeringen af kildestyrken.

Hvis sådanne data ikke kan fremskaffes, kan tilsvarende data fra enheder, som vides at indeholde nogenlunde samme affaldstyper anvendes i stedet til estimering af C_0 og κ i det aktuelle tilfælde og til etablering af defaultværdier for bestemte typer deponeringsenheder eller affald. Hvis repræsentative data af denne type heller ikke foreligger, kan data fra lysimeterforsøg i stor skala med de væsentligste af de affaldstyper, som er deponeret i enheden, eventuelt anvendes. Man skal være opmærksom på, at f.eks. redoxforholdene pga. størrelsesforskellen kan være anderledes i et lysimeterforsøg end i en deponeringsenhed. Dette kan for eksempel påvirke udvaskningen af Ba og Cr og forhindre sulfiddannelse, hvilket igen kan give øget udvaskning af en række tungmetaller (se kapitel 4.1.2).

Hvis der heller ikke findes relevante data fra lysimeterforsøg, kan man være henvist til at benytte resultater af kolonneudvaskningstests (DS/EN 14405), som er udført på en relevant affaldstype. Kolonne-tests giver også en beskrivelse af perkolat-/eluatkvalitet som funktion af L/S for de undersøgte stoffer (typisk for L/S-værdier op til 10 l/kg). For kolonneforsøgenes vedkommende skal man være opmærksom på, at forholdene i affaldet i laboratoriekolonnen, som gennemføres accelereret i forhold til fuldskala, kan være anderledes end i deponeret affald, især hvis affaldet indeholder biologisk aktivt materiale eller der er risiko for kemisk iltforbrugende processer. Dette kan påvirke udvaskningen af redoxfølsomme stoffer. Kolonneforsøgene kan eventuelt suppleres med en pH-statisk udvaskningstest til undersøgelse af følsomheden overfor fremtidige ændringer i pH (prEN 14997 eller 14429). Sådanne resultater kan sammen med viden om f.eks. mulighed for biologisk aktivitet, som ikke manifesteres i laboratoriet, indgå i vurderinger af, om resultaterne kan betragtes som konservative eller det modsatte i sammenligning med de forventede forhold i deponeret affald over tid.

Default-data

I mangel af relevante og pålidelige udvaskningsdata kan man, som en løsning indtil bedre data eventuelt kan fremskaffes, anvende defaultdata, som er stofs specifikke, men ikke affaldsspecifikke. Udvasningen af en række stoffer kan som beskrevet i kapitel 4.3 estimeres ud fra ligning (4.1) baseret på eksisterende default-værdier for kappa som dem, der er angivet i Bilag 3.1 i baggrundsrapporten til Fase 1, og som er vist i Tabel 4-2 Tabellen viser både de κ -værdier, som blev anvendt i Danmark ved fastsættelsen af udvaskningskriterierne i BEK 1049/2013, og nogle nyere værdier anvendt i Holland. Da der ikke pt. findes noget grundlag for at vurdere, om kappa-værdierne anvendt i Danmark eller de nyere værdier fra Holland giver de bedste kildestyrkeestimer, foreslås det, at for de stoffer, for hvilke der findes danske værdier, anvendes disse, og for de stoffer, for hvilke der kun findes hollandske værdier, anvendes disse. I tabellen er dette indikeret ved at skrive de anbefalede værdier med **fed** skrift.

Tabel 4-2 Default-værdier af kappa (*Miljøstyrelsen 2009a og 2015b, **ECN 2016).

Stof	Anvendt i DK*	Anvendt i NL**	Stof	Anvendt i DK*
	kg/l	kg/l		kg/l
As	0,03	0,01	DOC/NVOC	0,17
Ba	0,15	0,17	Benzen	1,2
Cd	0,5	0,32	Toluen	0,34
Co		0,13	Xylen	0,14
Cr(total)	0,18	0,25	Naphthalen	0,073
Cu	0,28	0,27	Fluoranthen	0,00086
Hg	0,05	0,14	Decan	7,3 x 10⁻⁵
Mo	0,35	0,38	Pentadecan	2,4 x 10⁻⁷
Ni	0,29	0,26	PCB 28	0,00033
Pb	0,27	0,18	Phenol	3,4
Sb	0,11	0,04	2-chlorphenol	0,0015
Sn		0,1	Pentachlorphenol	1,0
Se	0,38			
V		0,04		
Zn	0,28	0,28		
Bromid		0,51		
Fluorid	0,22	0,26		
Klorid	0,57	0,65		
Sulfat	0,33	0,33		

k-værdierne i tabellen, som er stofspecifikke, men generiske med hensyn til affaldstyper, er som tidligere nævnt generelt baseret på laboratorieudvaskningstests, dog er k-værdierne for de organiske stoffer baseret på teoretiske estimer.

Hvis man for et givet stof og en given deponeringsenhed ikke har en stedspecifik tidsserie af perkolat kvalitetsdata, som medtager starten af perkolatproduktionen, kan man anvende de i Tabel 4-3 viste defaultværdier for C₀. De viste værdier er estimeret som 90%-fraktile af de i Fase 1 indsamlede perkolat kvalitetsdata for henholdsvis nedlagte og ukontrollerede lossepladser, kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald, inert affald, mineralsk affald og enheder for shredderaffald.

Tabel 4-3 Estimerede default-værdier af C₀ (baseret på 90%-fraktiler).

Stof	Enheden	Nedlagte og ukontrollerede lossepladser	Kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald	Enheder for inert affald (og fyldpladser)	Enheder for mineralsk affald	Enheder for shredderaffald
Ammonium-N	mg/l	170	690			390
Antimon (Sb)	mg/l	X	0,021	X	X	0,011
Arsen (As)	mg/l	0,017	0,11	X	X	0,058
Atrazin	mg/l	0,0080	X			
Barium (Ba)	mg/l	1,4	X	X	X	0,047
Benzen	mg/l	0,016	0,0026	X		(0,012)
BI5/BOD	mg/l		509			(2020)

Stof	Enheden	Nedlagte og ukontrollerede lossepladser	Kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald	Enheder for inert affald (og fyldpladser)	Enheder for mineralsk affald	Enheder for shredderaffald
Bisfenol A	mg/l		0,022			
Bor	mg/l		6,9			
COD	mg/l		2000			(5700)
DOC/NVOC	mg/l	150	680	X	X	95
Fenol	mg/l	0,0048	5,1	X	X	X
Fluoranthren	mg/l	0,0033	0,000053	X		0,000081
Fluorid (F ⁻)	mg/l	X	3,3	X	X	0,70
Jern, opløst	mg/l	62	40			4,3
Kalium (K)	mg/l		1400		X	350
Klorbenzener	mg/l	0,0016	0,0017			
Klorfenoler	mg/l		X			
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	590	2800	X	X	3200
Kobber (Cu)	mg/l	0,075	0,20	X	X	0,27
Krom (Cr-total)	mg/l	0,053	0,048	X	X	0,028
Mangan (Mn)	mg/l		2,2			X
MCPP	mg/l	0,19	X			
Molybdæn (Mo)	mg/l	0,010	0,045	X	X	0,12
Naftalen	mg/l	0,035	1,0	X		0,0030
Natrium (Na)	mg/l	375	1700		X	1200
Nikkel (Ni)	mg/l	0,14	0,18	X	X	0,32
Nonylphenol	mg/l		0,0013			
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	270	1400	X	X	230
Trichlorethylen	mg/l	0,0021	0,00014			

X angiver, at stoffet er på listen over stoffer, der bør indgå i en risikovurdering, men der foreligger ikke nogen default-C₀-værdi for stoffet på det viste grundlag. Hvis man alligevel ønsker at anvende en C₀-værdi for det pågældende stof, kan man søge at fremskaffe den gennem stedspecifikke målinger.

Sammenfatning af tilgang til fremskaffelse af data

Prioriteringen af data til bestemmelse af k og C₀ vil således (i aftagende orden) være:

1. Stedspecifikke tidsserier af repræsentative sammenhørende værdier af L/S og perkolatkvalitet og hvor registrering af perkolatkvaliteten går helt tilbage til starten af perkolatproduktionen på beregningsenhedsniveau.
2. Stedspecifikke tidsserier af repræsentative sammenhørende værdier af L/S og perkolatkvalitet, som ikke nødvendigvis medtager starten af perkolatproduktionen.
3. Tidsserier af repræsentative sammenhørende værdier af L/S og perkolatkvalitet fra andre deponeringsenheder svarende til den aktuelle enhed og med samme affaldssammensætning som denne.
4. Data fra lysimeterudvaskningstests med prøver af affald (udtaget) fra den aktuelle deponeringsenhed eller med prøver af affald, som svarer til de dominerende affaldstyper i den aktuelle enhed.
5. Data fra kolonneudvaskningstests med prøver af affald (udtaget) fra den aktuelle deponeringsenhed eller med prøver af affald, som svarer til de dominerende affaldstyper i den aktuelle enhed.

tuelle enhed.

6. Generiske værdier af k og C_0 (som ikke er affaldsspecifikke).

Hvis der i en given situation foreligger data på flere prioriteringsniveauer, vil det være hensigtsmæssigt ikke blot at benytte de data, som ligger højest på listen. Man kan også forsøge at foretage estimeringen af k og C_0 ud fra andre, lavere prioriterede data med henblik på at få et indtryk af usikkerheden i datagrundlaget og dermed beregningerne. Det foreslås, at man dog altid anvender det højest prioriterede datagrundlag.

Det vil altid være en mulighed at for gennemføre stedspecifikke undersøgelser i form af boringer til udtagelse af prøver af affald, perkolat og grundvand til analyse og testning eller til pejling af overfladeniveau af perkolat og grundvand og til bestemmelse af tykkelsen af deponeret affald og slutfærdig. Sådanne undersøgelser skal i givet fald planlægges specifikt med henblik på de forhold, de skal belyse, og de data, de skal tilvejebringe ved en given losseplads eller deponeringsenhed.

I Bilag 4 er der vist nogle eksempler på estimering af k og C_0 for blandet affald på grundlag af perkolatdata fra et antal deponeringsenheder. Estimeringen afviger fra den metode, der er beskrevet i kapitel 4.3, idet der her er anvendt en automatisk kurvetilpasning uden visuel tilpasning af k -værdien. Som det fremgår af resultaterne, er korrelationskoefficienterne meget lave.

4.4.5 Eksempel på usikkerhed/forskelle ved anvendelse af forskellige typer estimerer for C_0 og k

I kapitel 4.1.1 blev der med udgangspunkt i årlige monitoringsdata (L/S og perkolatkoncentration) indsamlet over en periode på 37 år for en deponeringsenhed foretaget en estimering af k og C_0 for klorid og sulfat. Disse blev anvendt i ligning (4.1) og (4.2) til at beskrive udvaskningsforløbene, henholdsvis som $C(L/S)$ og $C^*(L/S)$, over en periode på 500 år (se Figur 4-3 og Figur 4-4). Desuden blev default- k -værdierne fra Tabel 4-2 (DK) sammen med samme C_0 -værdi som anvendt ved de øvrige beregninger anvendt i ligning (4.1) til at beskrive samme udvaskningsforløb $C^*(L/S)$.

Det fremgår af graferne på figurene, at de ikke er ens, men forskellene kan for eksempel kvantificeres ved at beregne, hvor lang tid det for hver estimeringsmetode vil tage, inden perkolatkoncentrationen er faldet til grundvandskvalitetskriteriet (GVK) og 5 x GVK (svarende til det kriterium, der blev fastsat i Fase 1-rapporten i forbindelse med udvælgelse af relevante stoffer som den "nødvendige attenuering", NA). I dette tilfælde er drikkevandskvalitetskriterierne anvendt som grundvandskvalitetskriterier, idet der ikke findes kvalitetskrav for klorid og sulfat i grundvand eller overfladevand. Resultatet heraf er vist i Tabel 4-4.

Tabel 4-4 Estimerer af den tid, det vil tage for perkolatkoncentrationen at nå GVK og NA.

Estimeringsmetode	Antal år fra starttidspunktet, som det vil tage at nå $C = \text{GVK}$ og $C = \text{NA}$			
	Klorid		Sulfat	
	GVK = 250 mg/l	NA = 1250 mg/l	GVK = 250 mg/l	NA = 1250 mg/l
$C(L/S)$	44	25	80	42
$C^*(L/S)$	48	27	97	46
$C^*(L/S)$ _default-værdier	191	111	291	152

Af tabellen fremgår det tydeligt, at estimatet af k og dermed kvaliteten af de data, som estimatet er baseret på, har en afgørende indflydelse på resultatet af kildestyrkeestimeringen (og dermed også risikovurderingen). Det fremgår endvidere både af tabellen og af Figur 4-3 og Figur 4-4, at de ikke-affaldsspecifikke default-kappa-værdier for klorid og sulfat resulterer i væsentligt større estimater af stofudvaskningen end de kappa-værdier, der er baseret på sted- og affaldsspecifikke perkolatkvalitetsdata. En medvirkende årsag til dette er givetvis, at de anvendte default-kappaværdier er baseret på kolonneudvaskningstests, som gennemføres i up-flow, hvor man er sikker på, at hele affaldsmængden er i kontakt med det gennemstrømmende vand, mens der for perkolatdata efter al sandsynlighed er tale om en større eller mindre grad af heterogen gennemstrømning af det deponerede affald. For en deponeringsenhed ændres dette billede formentlig kun væsentligt i forbindelse med større ændringer i vandbalancerne, for eksempel i forbindelse med en overgangsfase. Anvendelse af default-kappa-værdierne som for eksempel dem, der er vist i Tabel 4-2, kan således forventes at føre til et miljømæssigt konservativt estimat af kildestyrken. Prisen, man risikerer at betale for dette, vil være, at det beregningsmæssigt kan tage meget lang tid at nå et niveau, som er acceptabelt i omgivelserne. Dette kan være et stærkt incitament til generelt at tilvejebringe egnede stedspecifikke tidsserier for perkolatkvalitet, som kan relateres til L/S.

4.5 Anbefalinger vedrørende sikring af anvendelige perkolatkvalitetsdata

Af det foregående fremgår det, at et godt og pålideligt datamateriale, dvs. sammenhængende, repræsentative værdier af L/S og perkolatkvalitet for den enkelte deponeringsenhed på årsbasis over en årrække (> 10 år) sammen med informationer, der gør det muligt at beskrive perkolatproduktionen i hele enhedens levetid, er af afgørende betydning for mulighederne for at frembringe et realistisk estimat af kildestyrken for en deponeringsenhed.

For nedlagte og nedlukkede ukontrollerede lossepladser eksisterer sådanne data stort set aldrig, og man må forlade sig på eventuelle miljøundersøgelser og/eller default-data. For nedlukkede, kontrollerede lossepladser og deponeringsenheder godkendt efter 2001 findes der perkolatmoniteringsdata, men de er, som det bl.a. fremgår af Fase 1-rapporten, sjældent af overnævnte kvalitet. På en række af de sidstnævnte anlæg og enheder i drift og/eller efterbehandling – og ikke mindst for nye enheder - vil der dog være visse muligheder for at forbedre den nuværende tilstand. For fremadrettet at sikre den bedst mulige datakvalitet, anbefales følgende:

- Der foretages målinger af såvel perkolatproduktion som perkolatkvalitet separat for hver enkelt deponeringsenhed. På eksisterende anlæg, hvor dette ikke sker, bør det undersøges, om det kan lade sig gøre at omlægge eksisterende perkolattransportsystemer, således, at det bliver muligt at måle flow og udtage perkolatprøver separat fra de enkelte celler/områder/etaper eller eventuelt fra flere enheder af sammenlignelige typer og alder.
- Mindst én gang om året analyseres perkolatet fra en given enhed for de stoffer, som for den pågældende type af deponeringsenhed skal indgå i kildestyrkeestimeringen og risikovurderingen (se basis-stoflisterne i Fase 1-rapporten), suppleret med Al, BI_5 , Ca, COD, konduktivitet, pH, Si og Total-N, som ikke er blandt de stoffer, der er foreslået til kildestyrkeestimeringen. pH, redoxpotentiale og konduktivitet er medtaget, fordi de er vigtige indikatorer for den kemiske tilstand i perkolatet og konduktiviteten også for vurdering af udvaskningsgraden. BI_5 og COD (og forholdet imellem dem) er indikatorer for nedbrydningsgraden af organiske stoffer og indgår desuden ofte i afregningen for perkolatrensningen i opfyldnings- og efterbehandlingsperioderne. Ca og Si er vigtige makroioner, som er med til at skabe det geokemiske miljø i perkolatet og indgår sammen med Al i det analyseprogram, som i henhold til BEK 1049/2013 skal gennemføres i forbindelse med grundlæggende karakteriseringstestning af affald til deponering. Total-N kan sammen med ammonium-N sige noget om redoxforholdene og kan under reducerende forhold omdannes til ammonium-N. Forslaget er for de forskellige typer deponeringsenheder/lossepladser opsummeret i Tabel 4-5.

Tabel 4-5 Forslag til liste over stoffer/parametre, som mindst én gang årligt bør måles for hver beregningsenhed i forbindelse med perkolatmoniteringen ved de forskellige typer deponeringsenheder/lossepladser.

Stof/parameter	Nedlagte og ukontrollerede lossepladser	Kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald	Enheder for inert affald (og fyldpladser)	Enheder for mineralsk affald	Enheder for shredderaffald
Aluminium (Al)	X	X	X	X	X
Ammonium-N	X	X			X
Antimon (Sb)	X	X	X	X	X
Arsen (As)	X	X	X	X	X
Atrazin	X	X			

Stof/parameter	Nedlagte og ukontrollerede lossepladser	Kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald	Enheder for inert affald (og fyldpladser)	Enheder for mineralsk affald	Enheder for shredderaffald
Barium (Ba)	X	X	X	X	X
Benz(a)pyren	X	X			X
Benzen	X	X	X		X
Benz(a)pyren	X	X	X	X	X
BI ₅	X	X	X	X	X
Bisfenol A		X			
Bly (Pb)	X	X	X	X	X
Bor (B)		X			
Cadmium (Cd)	X	X	X	X	X
Calcium (Ca)	X	X	X	X	X
COD	X	X	X	X	X
DOC/NVOC	X	X	X	X	X
Fenol	X	X	X	X	X
Fluoranthren	X	X	X		X
Fluorid (F ⁻)	X	X	X	X	X
Jern, opløst	X	X	X	X	X
Kalium (K)	X	X	X	X	X
Klorbenzener	X	X			
Klorfenoler		X			
Klorid (Cl ⁻)	X	X	X	X	X
Kobber (Cu)	X	X	X	X	X
Krom (Cr-total)	X	X	X	X	X
Konduktivitet	X	X	X	X	X
Kviksølv (Hg)	X	X	X	X	X
Mangan (Mn)		X			X
MCPP	X	X			
Molybdæn (Mo)	X	X	X	X	X
Naftalen	X	X	X		X
Natrium (Na)	X	X	X	X	X
Nikkel (Ni)	X	X	X	X	X
Nonylphenol		X			
pH	X	X	X	X	X
Redoxpotentiale	X	X	X	X	X
Selen (Se)	X	X	X	X	X
Silicium (Si)	X	X	X	X	X
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X	X	X	X	X
Total-N	X	X	X	X	X
Total-P		X			X
Trichlorethylen	X	X			
Vanadium (V)		X	X	X	X
Vinylklorid	X	X			X

Stof/parameter	Nedlagte og ukontrollerede lossepladser	Kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald	Enheder for inert affald (og fyldpladser)	Enheder for mineralsk affald	Enheder for shredderaffald
Zink (Zn)	X	X	X	X	X

Selv om ovenstående på nogle punkter kan gå ud over, hvad der kræves i anlæggenes godkendelser i dag og i BEK 1049/2013, og derfor kan medføre nogle ekstra udgifter, vil gennemførelsen af de nævnte tiltag sandsynligvis være en god investering set i lyset af den øgede sikkerhed i datagrundlag og kvalitet af kildestyrkeestimer og risikovurderinger, som for eksempel vil kunne bidrage til en mere sikker vurdering af efterbehandlingens varighed.

5. Frigivelse af perkolat til omgivelserne

5.1 Oversigt

I dette kapitel beskrives det, hvorledes man for en given deponeringsenhed eller losseplads modelmæssigt angiver resultatet af kildestyrkeestimeringen på en måde, så det umiddelbart kan anvendes som input til en stoftransportmodel. Det beskrives endvidere, hvorledes man håndterer samtidige kildestyrker fra flere modeldeponeringsenheder på samme deponeringsanlæg, samt hvilke oplysninger, der skal indgå i inputtet stoftransportmodellen, og hvilket format, disse oplysninger skal have. De udledte perkolatmængder estimeres som beskrevet i kapitel 3, og stofkoncentrationerne i perkolatet estimeres efter de i kapitel 4 beskrevne principper.

5.2 Placering af udledningsområde eller udledningspunkt for perkolat fra en deponeringsenhed eller losseplads

I forbindelse med en risikovurdering antages udsivning af perkolat fra en deponeringsenhed eller en losseplads til omgivelserne modelmæssigt (som kildemængdeinput til en transportmodel) altid at være jævnt fordelt over en horisontal eller vertikal flade – udformet som et rektangel.

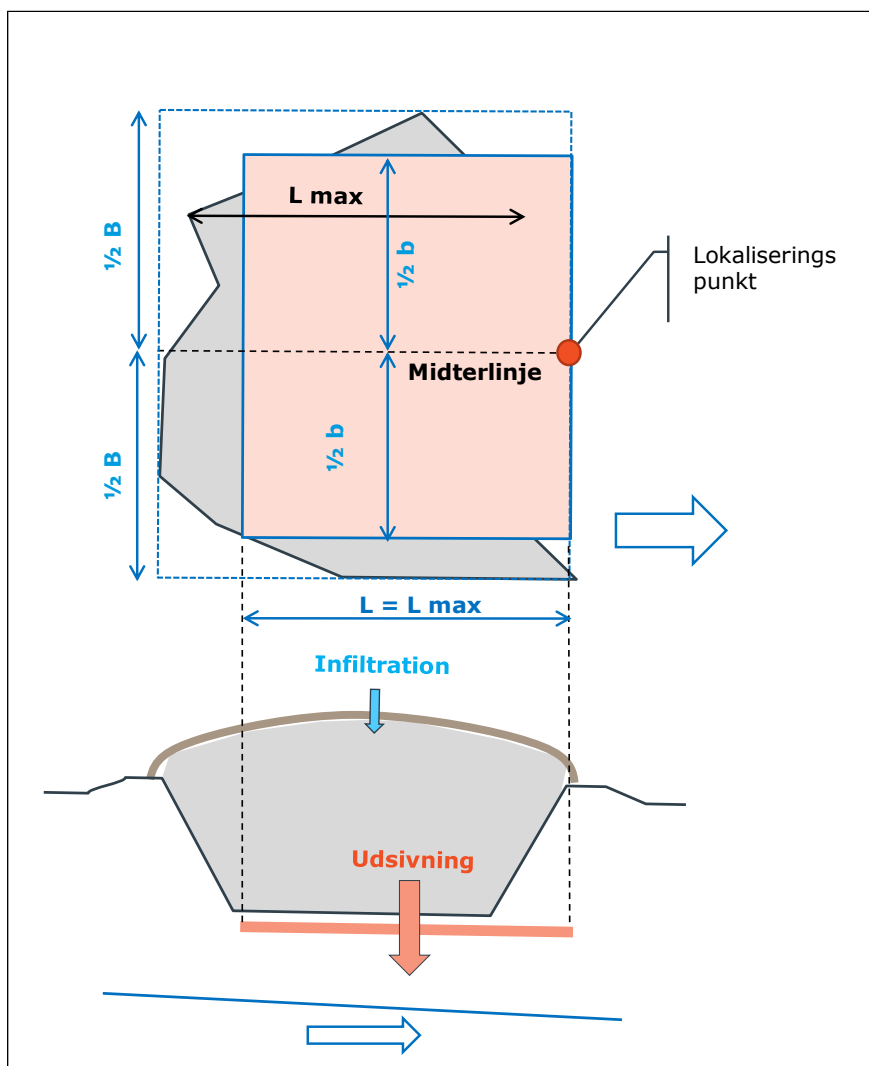
Enheder med bunden af affaldet over grundvandsspejlet

For deponeringsenheder og lossepladser, hvor bunden af det deponerede affald ligger over grundvandsspejlet, angives udstrømningsfladen for perkolat som en horisontal, rektangulær flade. Arealet af denne flade har et areal, der svarer til deponeringsenhedens eller lossepladsens overfladeareal. Som overfladeareal benyttes den største horisontale udbredelse af deponeringsenheden/lossepladsen, uanset i hvilken højde/dybde den findes.

Udslipsfladens længde i grundvandets strømningsretning svarer til deponeringsområdet største længde i grundvandets strømningsretning (L_{max}) og fladen placeres parallelt i strømningsretningen. Enhedens største udbredelse på tværs af strømningsretningen identificeres svarende til den største bredde B .

Rektangler placeres således, at rektanglets centerlinje (dvs. $\frac{1}{2} \cdot b$) falder sammen med deponeringsenhedens/lossepladsens centerlinje - $\frac{1}{2} \cdot B$. Rektanglets nedstrøms kant svarer til enhedens/pladsens nedstrøms kant. Bredden af udslipsfladen – b – findes som arealet af enheden divideret med L_{max} .

For deponeringsanlæg/lossepladser med et membransystem placeres udslipsfladen som en horisontal flade umiddelbart under membransystemet. Har anlægget ikke et membransystem placeres udslipsfladen i stedet umiddelbart under affaldets underside. Udstrømningen af perkolat fordeles jævnt over arealet af dette rektangel (se Figur 5-3).

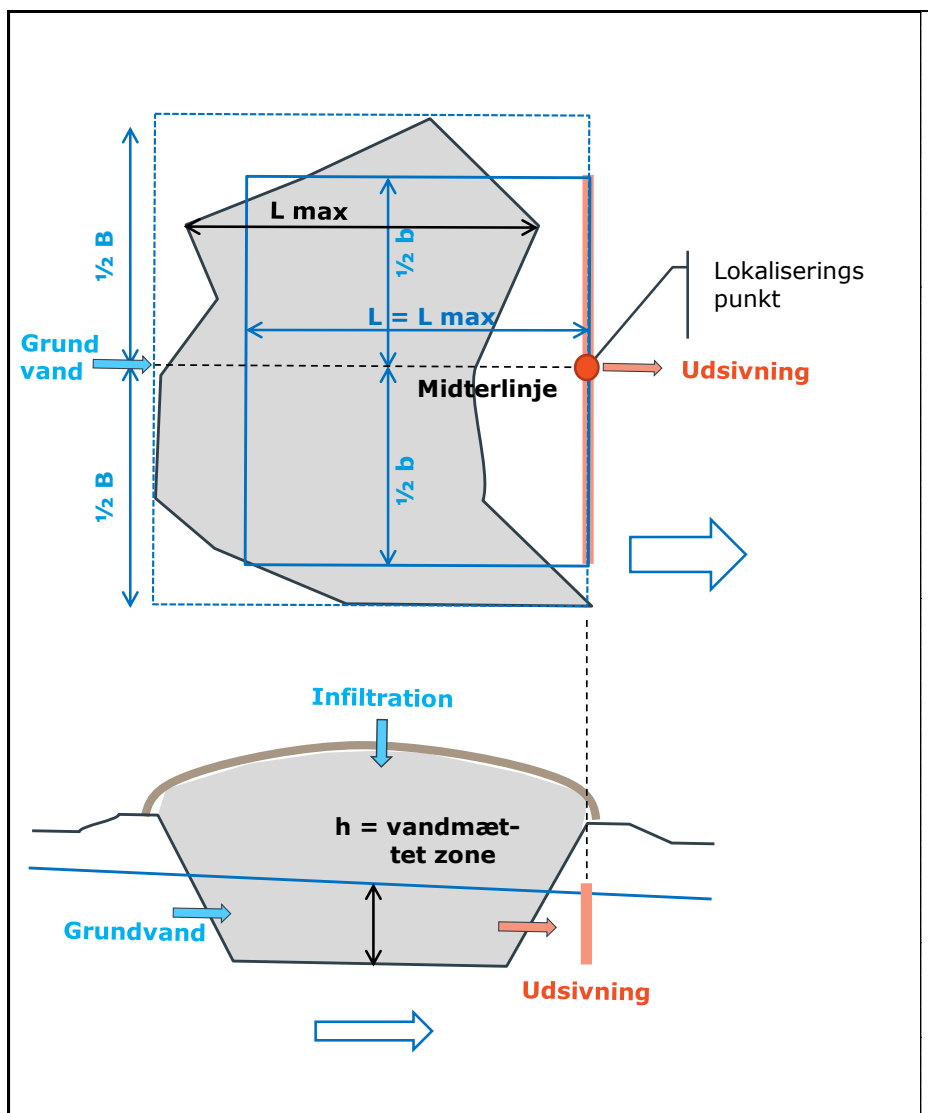


Figur 5-1 Illustration af princip for udslipsfladens beliggenhed for anlæg med bund over grundvandsspejlet

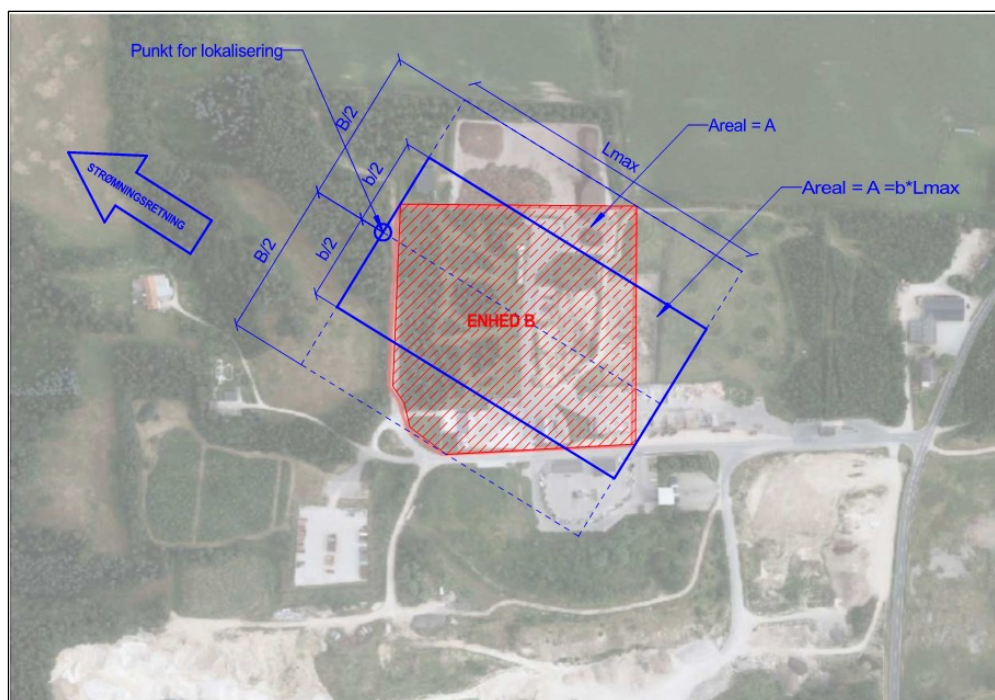
Enheder med bunden af affaldet under grundvandsspejlet

For deponeringsenheder uden membransystemer og ukontrollerede eller nedlagte lossepladser, som gennemstrømmes af grundvand, fastlægges indledningsvis og ligesom ovenfor en horisontal, rektangulær flade med et areal, der svarer til beregningsenhedens overfladeareal.

Udledningsfladen vil da være en vertikal flade, hvis nedre afgrænsning udgøres af rektanglets nedstrøms kant med samme længde som denne kant og med en højde, der svarer til tykkelsen af den vandmættede/gennemstrømmede zone i affaldet. Hele perkolatudsivningen fordeles jævnt over denne lodrette, rektangulære flade (se Figur 5-2).



Figur 5-2 Princip for fastlæggelse af udsivningsfladens udstrækning og placering for anlæg med gennemstrømmende grundvand.



Figur 5-3 Resume af princip for fastlæggelse af udsivningsfladens udstrækning og placering.

I Tabel 5-1 er fastlæggelsen af udsivningsarealet kort opsummeret.

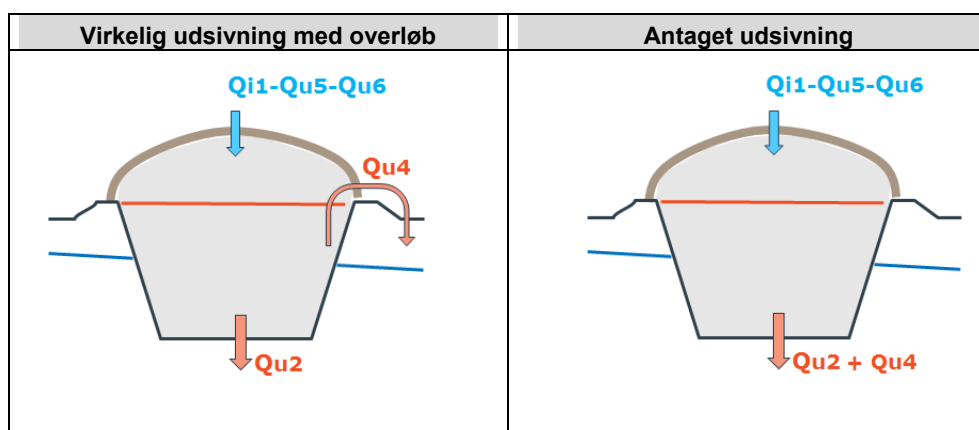
Tabel 5-1 Opsummering af principperne i fastlæggelse af udsivningsfladerne for perkolat ved estimering af kildestyrken.

Type af deponeringsenhed/losseplads	Størrelse og orientering af udsivningsarealet
Enheder/pladser uden gennemstrømning af grundvand (vertikal udsivning)	1. Udsivningsområdet angives som et rektangel 2. Rektanglets længde svarer til deponeringsområdets største længde i grundvandets strømningsretning (L_{max}) 3. Rektanglets areal svarer til deponeringsområdets areal (A) 4. Rektanglet placeres parallelt med grundvandets strømningsretning med midterlinjen gennem centrum for deponeringsområdet og med nedstrøms kant i deponeringsområdets nedstrøms kant. 5. Rektanglet placeres horisontalt i niveau med undersiden af membran/affald 6. Perkolatudsivningen fordeles jævnt over hele arealet
Enheder/pladser, der gennemstrømmes af grundvand (horisontal udsivning)	1. Som punkt 1 – punkt 4 ovenfor 2. Med det horisontale rektangels nedstrøms kant som nederste længdekant, placeres et vertikalt rektangel med en højde svarende til den mættede zone over bunden af affaldet 3. Udledningen af perkolat/gennemstrømmende grundvand fordeles jævnt over hele rektanglets areal

5.3 Særlige tilfælde

I tilfælde, hvor perkolatet for eksempel i forbindelse med ophør af fjernelse af perkolat løber ud over kanter eller gennem siderne på en deponeringsenhed, beregnes størrelse og placering af

udledningsområdet som et horisontalt rektangel på samme måde som beskrevet i kapitel 5.2 for deponeringsenheder uden gennemstrømning af grundvand.



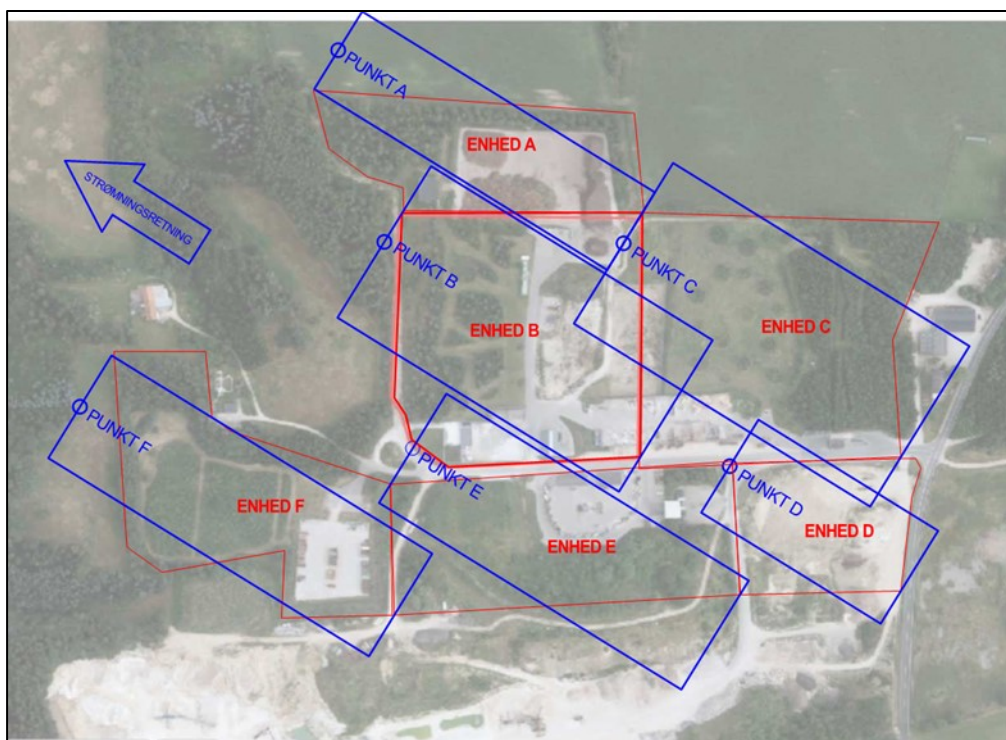
Figur 5-4 Forenkling vedrørende perkolat udsivning over enhedens kanter.

Såfremt der er tale om et enkelt udsivningspunkt (f.eks. et hul i en bundmembran over grundvandsspejlet) med kendt beliggenhed, angives beliggenhed og areal af dette. Hvis beliggenheden og arealet ikke er kendt, antages udsivningen at ske over hele fladen.

5.4 Udsivning af perkolat fra flere enheder på samme deponeringsanlæg

Hvis risikovurderingen omfatter flere model-deponeringsenheder/lossepladser, som er forskellige med hensyn til affaldstyper og/eller tidsforløb, membransystem, beliggenhed af grundvandsspejlet mv., behandles de med hensyn til kildestyrke og udledning til omgivelserne hver for sig og uafhængigt af hinanden i henhold til den i kapitel 5.2 beskrevne fremgangsmåde. Bidragene adderes først i transport- eller receptodelen, hvorfor overlap ikke er et emne her.

Lokaliseringen af hver enkelt enhed sker ved et koordinatsæt for lokaliseringspunktet – punkterne A, B, etc. på nedenstående Figur 5-5.



Figur 5-5 Princip for placering og udstrækning af udsivningsflader for flere enheder ved samme deponeringsanlæg

5.5 Output fra kildestyrkeestimeringen – input til transportmodellen

Kildestyrken fra en given deponeringsenhed eller en given losseplads udgør for de valgte/relevante stoffer en flux (stofmængde per tidsenhed per arealenhed) som funktion af tiden. I praksis angives kildestyrken på årsbasis adskilt i perkolatmængde og samhørende gennemsnitskoncentration af de stoffer, som skal indgå, også på årsbasis. Der arbejdes således i relation til kildestyrkeestimeringen med tidsskridt på 1 år, hvilket vurderes at være rimeligt set i forhold til de forholdsvis lange tidsforløb, som risikovurderingen kan omfatte. Med mindre andet er specificeret, vil kildestyrkeestimeringen dække en periode på op til 500 år efter start af perkolatudsivning fra enheden.

I Tabel 5-2 ses en oversigt over de data og oplysninger, som vil udgøre resultatet af et kildestyrkeestimat for en deponeringsenhed eller en losseplads for så vidt angår input til transportdelen af en risikovurdering.

I Tabel 5-3 ses for klorid et eksempel på, hvordan det direkte input til transportmodellen kan se ud i en excel-fil. I det viste eksempel er enheden indrettet med membran- og perkolatopsamlingsystem, der er ingen lækage i membransystemet. Enheden er taget i brug i 1990 og opfyldningen afsluttet i 2005, hvor efterbehandlingsperioden er startet. Det er antaget, at efterbehandlingen er afsluttet 30 år senere i 2035, hvor perkolatfjernelsen er stoppet, og perkolatet i stedet begynder at udsive til omgivelserne. Kildestyrkeestimeringen begynder derfor på dette tidspunkt.

Tabel 5-2 Inputdata til transportdelen i risikovurderingen for kildestyrkeestimatet for en deponeringsenhed eller en losseplads.

Type af information	Format/enhed	Kommentar
Identitet og geografisk beliggenhed	Navn, koordinater	Evt. kort- og tegningsmateriale
Udsivningsflade for kildestyrken	Placering, bredde, længde og areal	Som angivet i kapitel 5.2
Tidsperiode, der dækkes	Startår og varighed af udsivningen	Det antages som default, at der vurderes over 500 år* fra start af perkolatudsivning
Årlig udledt perkolatmængde	Angives som m ³ /år i 500 år*	Antages jævnt fordelt over hele udsivningsfladen
Koncentration af de relevante stoffer i det udledte perkolat på årsbasis	Angives som mg/l eller µg/l på årsbasis i 500 år* for hvert stof	mg/l = g/m ³ og µg/l = mg/m ³

*De 500 år er relevante for enheder deponeringsanlæg og nedlukkede kontrollerede lossepladser, hvor formålet ofte er at undgå fremtidige uacceptable udsivning. For de nedlagte og ukontrollerede lossepladser uden miljøgodkendelse, hvor formålet ofte er at prioritere en indsats mod en eksisterende forurening, kan en kortere varighed end 500 år være mere relevant.

Tabel 5-3 Eksempel på mulig inputfil fra kildestyrken til transportdelen (output fra kildestyrke estimering – udsnit af kildestyrkemodellens output).

Sivebæk deponeringsanlæg, Etape 3									
Koordinater nedstrøms punkt			X	705826 meter			Y	6181265	
Bredde	41.2 meter								
Længde	52.4 meter								
Areal	2157.0 m2								
	Stof	Klorid	Sulfat	0	0	0	0	0	0
	Enhed	mg/l	mg/l	0	0	0	0	0	0
Årstal	Q m3/år								
2025	0	0	0						
2026	0	0	0						
2027	0	0	0						
2028	0	0	0						
2029	0	0	0						
2030	0	0	0						
2031	0	0	0						
2032	0	0	0						
2033	0	0	0						
2034	0	0	0						
2035	1316.365	675.3843	1931.663						
2036	1316.365	589.9858	1810.301						
2037	1316.365	515.6645	1697.005						
2038	1316.365	450.9491	1591.212						
2039	1316.365	394.5676	1492.4						
2040	1316.365	345.4208	1400.084						
2041	1316.365	302.5576	1313.817						
2042	1316.365	265.1546	1233.18						
2043	1316.365	232.4991	1157.788						
2044	1316.365	203.9735	1087.282						
2045	1316.365	179.0424	1021.329						
2046	1316.365	157.2415	959.6197						
2047	1316.365	138.1677	901.8661						
2048	1316.365	121.4712	847.8015						
2049	1316.365	106.8482	797.1779						
2050	1316.365	94.03457	749.7646						

6. Forslag til fremtidige forbedringer af værktøjet og datagrundlaget til kildestyrkeestimering

Blandt de tiltag og forhold, som fremover vil kunne forbedre den udviklede metodik og det tilhørende værktøj til estimering af kildestyrken ved deponering af affald, kan nævnes følgende:

- Først og fremmest er der behov for et forbedret datagrundlag i form af repræsentative perkolatmoniteringsdata, der beskriver perkolatsammensætningen som funktion af L/S for de foreslåede stoffer og parametre. Det er vigtigt, at sammensætningen og mængden af det dannede perkolatet fra den hver deponeringsenhed eller specialcelle monitoreres separat.
- Der bør ske systematisk opsamling af udvaskningsdata herunder resultater fra udvaskningsforsøg, som over tid bliver gennemført på de forskellige affaldstyper. Specielt bør der udvikles prøvetagningsprocedurer for repræsentativ udtagelse af prøver af blandet affald, samt gennemføres lysimeterforsøg eller tæt monitoring på mindre testceller med begrænset udstrækning og fyldhøjde.
- Der bør udvikles flere og bedre default-værdier for C_0 og κ , som er specifikke for affalds- og deponeringsanlægstype.
- Der kan udvikles en forbedret metode til beregning af L/S i opfyldningsperioden.
- Metodikken og dens enkelte elementer bør søges valideret gennem sammenligning af modelresultater med feltmålinger, f.eks. over nogle år. Derved kan man også få et bedre estimat for usikkerheden ved anvendelse af metodikken og forskellige niveauer af datakvalitet.
- Metoden til beskrivelse af L/S-forholdet og dermed kildestyrken for beregningsenheder, der delvis gennemstrømmes af grundvand, bør forbedres og gøres mere realistisk. Dette kunne også omfatte modelvariationer, der tillader både horisontale og vertikale udslip.
- Der bør fortsat forskes i beskrivelsen og betydningen af heterogent vandflow gennem det deponerede affald.
- Modelleringen af recirkulering af eget perkolat fra en beregningsenhed og effekten af tilførsel af perkolat fra andre enheder bør udvikles.

7. Referencer

Delft University (2016): Personlig kommunikation med André van Turnhout, Delft University, The Netherlands.

ECN (2016): Personlig kommunikation med Joris Dijkstra, Energy Research Centre of the Netherlands (ECN).

Miljøstyrelsen (2009a): Håndtering af lettere forurenede jord. Fase 1. Miljøprojekt nr. 1285, 2009. Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen (2009b): Håndtering af lettere forurenede jord. Konsekvensvurdering. Miljøprojekt nr. 1287, 2009. Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen (2014): Vurdering af kildestyrken fra nedlukkede og bestående deponeringsanlæg (udkast).

Miljøstyrelsen (2015a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg. Miljøprojekt nr. 1726, 2015.

Miljøstyrelsen (2015b): Spredning af problematiske stoffer ved materialenyttiggørelse af asfalt til vejbygningsformål. Miljøprojekt nr. 1731, 2015. Miljø- og Fødevareministeriet.

Miljøstyrelsen (2018a). Risikovurdering ved deponering af affald. Kildestyrke - konceptuelle modeller

Bilag 1. Modelgrundlag for infiltrationsberegning

Infiltration gennem toplag

Både for ukontrollerede lossepladser og kontrollerede deponier skal der beregnes en infiltration gennem det øverste afdækningslag med jord. Der er valgt at anvende en lettere modificeret udgave af den oprindelige rodzone model fra grundvandsmodellen for Danmark, DK-modellen:

"DK-modellens rodzonemodul opstiller en simpel vandbalance for rodzonen ud fra en empirisk relation mellem aktuel og potentiel fordampning som funktion af vandindholdet i rodzonen. Modulet fordeler nedbøren mellem nedsvivning og aktuel fordampning. Den styrende parameter i beregningen udgøres af markkapaciteten som afhænger af vegetationstype samt jordart. I DK-modellen anvendes 4 forskellige jordtyper: vådområder, skovarealer, sandjorde og lerjorde. Ved nedsvivning fra overfladen til den mættede zone ses der i DK-modellen bort fra forsinkelse og magasinering i den umættede zone. Beregninger af vandindhold i rodzonen, aktuel fordampning og nedsvivning fra rodzonen foregår i form af daglige beregninger", (Henriksen, H.J: 2002). I Figur B1 er DK-modellens formelsæt anført.

Metodik Smeltning håndteres ved en graddagsfaktor metode. Når temperaturen er under 0°C bidrager nedbøren til smeltningen, hvorfra det frigives når temperaturen overstiger 0°C. Smeltningen, $P_s [LT^{-1}]$, beregnes vha. en graddags faktor metode: $P_s = C_{smelt} T \quad \text{for } T > 0 \text{ } ^\circ\text{C} \quad (\text{B-1a})$ $P_s = 0 \quad \text{for } T \leq 0 \text{ } ^\circ\text{C} \quad (\text{B-1b})$ hvor $C_{smelt} [LT^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}]$ er graddagskoefficienten (der anvendes 3 mm sne/day/°C) og T er den daglige middeltemperatur (Celsius). Baseret på korrigeret nedbør, P og beregnet vandfrigivelse fra smeltningen, P_s, beregnes det totale input $P_t [LT^{-1}]$ som input til DK-modellens rodzonemodul ud fra: $P_t = P + C_{smelt} T \quad \text{for } C_{smelt} T \Delta t < S_{max} \quad (\text{B-2a})$ $P_t = P + S_{max} \quad \text{for } C_{smelt} T \Delta t \geq S_{max} \quad (\text{B-2b})$ hvor $S_{max} [L]$ er smeltmagasinerings og Δt er tidskridtet, som anvendes i beregningen (daglige beregninger). Bortset fra vådområderne, beregnes nedsvivningen fra rodzonen ud fra: $\theta(t + \Delta t) = \theta(t) + (P_t - E_a - R) \Delta t \quad (\text{B-3})$	hvor θ er vandindholdet i rodzonen $[L]$, P_t er det totale vandinput beregnet ved (B-2), E_a er den aktuelle evapotranspiration $[LT^{-1}]$, R er perkolationen ud af rodzonen $[LT^{-1}]$, t er tiden $[T]$ og Δt er time step $[T]$. Aktuel evapotranspiration E_a beregnes ud fra (Kinzelbach, 1986): $E_a = E_p \quad \text{hvis } \theta(t) > 0.7 \theta_{FC} \quad (\text{B-4a})$ $E_a = E_p \left[0.188 + 2.0 \frac{\theta(t)}{\theta_{FC}} + 1.2 \left(\frac{\theta(t)}{\theta_{FC}} \right)^2 \right] \quad \text{hvis } \theta(t) < 0.7 \theta_{FC} \quad (\text{B-4b})$ hvor E_p er potentiel fordampning $[LT^{-1}]$ og θ_{FC} er markkapaciteten for rodzonen $[L]$. For skov antages det at $E_p = 1.1 E_{p,reference}$ hvorimod det for øvrige vegetationstyper (landbrug og vådområder antages at $E_p = 1.0 E_{p,reference}$ Hvis $P_t - E_a > 0$, beregnes perkolationen R i tidskridtet Δt ud fra en stykvis lineær funktion afhængig af vandindholdet i rodzonen. $R = 0 \quad \text{hvis } \theta(t) + (P_t - E_a) \Delta t < 0.7 \theta_{FC} \quad (\text{B-5a})$ $R = 0.1(P_t - E_a) \quad \text{hvis } 0.7 \theta_{FC} \leq \theta(t) + (P_t - E_a) \Delta t < \theta_{FC} \quad (\text{B-5b})$ $R = \theta(t) + (P_t - E_a) \Delta t - \theta_{FC} \quad \text{hvis } \theta(t) + (P_t - E_a) \Delta t \geq \theta_{FC} \quad (\text{B-5c})$ Hvis $P_t - E_a$ er negativ, genereres der ingen perkolation, hvilket vil sige $R = 0$. En separat rutine anvendes til beregning af nedsvivningen i vådområder. På grund af kapillar stigning antages aktuel fordampning lig med potentiel fordampning året rundt det vil sige $E_a = 1.0 E_{p,reference}$. $R = P_t - E_a \quad (\text{B-6})$
---	--

Figur B1: DK-modellens rodzone beskrivelse (Henriksen, H.J, 2002) i (Plauborg F., 2002), (Sonnenborg T.O. 2006).

Til beregning af aktuel fordampning henvises til et formelsæt efter Kinzelbach (1986). I denne reference er der dog anført et minus (ikke et plus) i formlens sidste led. I referencen henvises der endvidere til Renger (1974). I Renger (1974) er der anført 0.2 og ikke 0.188 i første del af formlen. Den endelige formel bliver da som anført nedenfor:

$$E_a = E_p \left(0.2 + 2.0 \frac{\theta(t)}{\theta_{FC}} + 1.2 \left(\frac{\theta(t)}{\theta_{FC}} \right)^2 \right)$$

for $\theta(t) < 0.7 \cdot \theta_{FC}$

Der ses her at indsættes $\theta(t) = \theta_{FC}$ bliver $E_a = E_p$.

Kinzelbach forstår Rengers formel som baseret på markkapacitet, men i Rengers formel står der nFK som er Nutzbare Feldkapazität som er markkapacitet-visnegrænse i rodzonen svarende til maksimalt vanddeficit. Det vil sige at θFC i formlerne ovenfor ikke er markkapacitet men maksimalt vanddeficit.

Der er i første omgang anvendt målt nedbør, som ikke er korrigeret for wind- og wettingeffekter. En sådan korrektion bør foretages som dynamiske korrektioner, hvor det er de faktiske klimadata der anvendes til korrektionen. Da det er hensigten, at beregningerne skal kunne række både frem og tilbage i tiden, er det valgt at indsætte defaultværdier for nedbør, potentiel fordampning og middeltemperatur for 6 områder af landet. Områderne er udvalgt efter den generelle nedbørsfordeling:

- Sydvestjylland
- Nordjylland, den centrale jyske højderyg og Midtfyn
- Djursland, Nord- og Sydfyn, Midtsjælland og øhavet
- Nordvestsjælland
- Nordøstsjælland
- Bornholm

Inden for hvert område er der udvalgt det delområde der over en tyveårig periode ligger nærmest middelværdien af nedbør for hele området. For dette delområde er der dernæst udvalgt det år der mest svarer til middelværdien for dette delområde. Nedbør, potentiel fordampning og middeltemperatur for dette år og delområde anvendes som default for hele området.

Det vil være muligt for brugeren selv at indtaste et års døgnværdier for korrigeret nedbør, potentiel fordampning og middeltemperatur. Der skal så være udvalgt det år, der bedst muligt ligner et middelår mht. nedbør.

DMI's data for potentiel fordampning er baseret på Makkink's formel. Det menes, at denne overestimerer fordampningen i Vestdanmark. EP reduceres med 5% i område 1 og 2.

For maksimalt vanddeficit, θFC , anvendes som beskrevet ovenfor defaultværdier på 150 mm for skovarealer, 70 mm for sandjorde og 140 mm for lerjorde. Det antages, at disse værdier er gældende for en toplagstykkelse på 1 meter eller mere og at den for tykkelser mindre er lineært aftagende mod nul. Brugeren skal anføre, om jorden skal betegnes som en af flere jordtyper, men kan i øvrigt anføre sine egne værdier for θFC .

Det antages, at til- og afstrømmende vand til/fra tilstødende og nærliggende arealer til pladens overflade sker samtidigt således, at der kan angives en nettotilførsel. Den angivne årlige middel nettotilførsel søges fordelt på vinterhalvåret proportionalt med nedbøren på dage med temperatur over nul.

Perkolat eller rent vand, der pumpes til pladsen, vil altid tilføres under tolaget og skal derfor adderes til sidst i beregningerne for vandgennemstrømning gennem affaldet.

Effekt af klimaændringer

Med henblik på hensyntagen til klimatilpasninger er der i modellen medtaget optionerne IPCC A2 og B2 fra FN's klimapanel IPCC's 5te hovedrapport. Dette svarer til de optioner, der tidligere er anvendt af DMI og GEUS, 2006/22, hvor der antages en ændring af nedbør, fordampning og middeltemperatur frem til 2070-2100 (det er sat til år 2085), hvorefter klima antages konstant. Det antages her kun at have indflydelse på infiltration. Der er desuden medtaget en mulighed for at antage en fast %-ændring per år af både infiltration og grundvandsstrømning i hele beregningsperioden.

Referencer

Plauborg, F., J.C. Refsgaard, H.J. Henriksen, G. Blicher-Mathiesen & C. Kern-Hansen, (2002), Vandbalance på mark- og oplandsskala. DJF-rapport 70, 45 pp

Kinzelbach, W. (1986), Groundwater modelling, An introduction with sample programs in BASIC. Developments in Water Science, 25, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

DMI: <http://www.klimatilpasning.dk/viden-om/klima/klimascenarier.aspx>

Sonnenborg TO, Christensen BSB, van Roosmalen L, Henriksen HJ (2006) Klimaændringernes betydning for vandkredsløbet i Danmark. GEUS rapport 2006/22.

Renger M., Strebel O. and Giesel W., Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten, Z. Kulturtechn, Flurbereinigung, 15, 1974, p. 148-160, 206-221, 353-366

Bilag 2. Fremskaffelse af grundoplysninger

Bilag 2.1 Nødvendige og supplerende data og informationer

I det følgende gives et samlet overblik over de data, som vil være nødvendige, for at den skitserede kildestyrkemodellering kan gennemføres. Dataene er opdelt på følgende typer:

- › Generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold (Tabel B2.1)
- › Driftsforhold (Tabel B2.2)
- › Typer, mængder og egenskaber af det deponerede affald (Tabel B2.3)
- › Perkolatdata (Tabel B2.4)
- › Vandbalancer og klimatiske forhold (Tabel B2.5)

I tabellerne er der yderligere anført en række data/informationer, som vil være særdeles nyttige at have, og som man bør søge at tilvejebringe, men som formentlig ikke vil være strengt nødvendige for at estimere en måske konservativ kildestyrke. Nødvendige informationer, som ikke kan tilvejebringes, vil i et vist omfang kunne erstattes med "default"-data.

Tabel B2.1 Generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige oplysninger.

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
Geografisk placering, herunder kortmateriale (Koordinater :UTM E89 S24)		Grundlag for indhentning af infiltrationsoplysninger og for fastlæggelse af placering af outputflade for kildestyrken til transportmodel	Alle
Gennemsnitshøjde af deponeret affald (m)		I modellen indgår gennemsnitshøjden sammen med areal og rumvægt i estimering af affaldsvægten og dermed L/S-forholdet. Kan typisk beregnes ud fra viden om affaldsvolumen og enhedens areal.	Alle
		Grundlag for etablering af sammenhæng mellem L/S og tid.	
Areal (m ²)		Grundlag for estimering af nettoinfiltration og for fastlæggelse af outputflade for kildestyrken til transportmodel	Alle
Længde i grundvandets strømningsretning (m)	Tværsnitstegning	Længden indgår i fastlæggelse af placeringen af det udsivningspunkt, der skal benyttes i transportdelen. En tværsnitstegning kan være en støtte til forståelse af deponeringsenhedens opbygning og placering i forhold til den omgivende geologi	Alle
	Resultater af eventuelle tidligere gennemførte	Generel understøttelse af planlægningen af kildestyrkebestemmelsen	Alle

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
undersøgelser			
Type af enhed (i relation til affaldstyper)		Afgørende i forhold til valg af metodik og for nogle lossepladser også for valg af relevante stoffer	Alle
Affaldsklasse (i relation til BEK 1049/2013)		Gælder formentlig kun for deponeringsenheder godkendt efter 2001. Af betydning for valg relevante stoffer og valg af metodik	Deponeringsanlæg godkendt efter 2001
Information om, hvorvidt der er membransystem, og hvis der er, indretningen af dette		Har betydning for vandbalancen og for muligheden for at opsamle data om mængde og sammensætning af perkolat. Information om sidemembraner har speciel betydning i relation til en eventuel overgangsfase i slutningen af efterbehandlingsperioden. Har også betydning for muligheden for indadrettet hydraulisk gradient/gennemstrømning af grundvand.	Alle
Grundvandsspejlets placering i forhold til underside af deponeret affald – kote i m		Har betydning for muligheden for indadrettet hydraulisk gradient og for horisontal gennemstrømning af affaldet med grundvand og dermed for valg af metodik	Alle
Indretning af perkolatopsamlingsystem.		Har betydning for opdeling i beregningsenheder (f.eks. ved separat opsamling af perkolat)	Alle
		Har betydning for vurdering af anvendeligheden af perkolatdata fra enheden til estimering af kildestyrken.	
Slutafdækning (materiale, tykkelse, beplantning, indretning)		Har betydning for beregning af infiltrationen af nedbør og overfladtilstrømning. Specielt skal evt. tætte belægninger indregnes.	Alle

Tabel B2.2 Data vedrørende driftsforholdene.

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
Etableringsår (start af deponering)*		Indgår i den grundlæggende beskrivelse af enheden og i L/S-vurderingen. Skønnes om nødvendigt.	Opfyldningsfasen
	Udlægningsmetode (horisontalt eller vertikalt)*	Kan forbedre mulighederne for at vurdere perkolatkvaliteten i opfyldningsfasen.	Opfyldningsfasen
	Har der været anvendt daglig tildækning? Hvis ja, kendes jordtypen, der er anvendt?*	Kan bidrage til en kvalitativt bedre forståelse af strømningsforholdene i det deponerede affald.	Opfyldningsfasen
	Er affaldet hårdt, let eller ikke komprimeret?*	Kan bidrage til en kvalitativt bedre forståelse af strømningsforholdene i det deponerede affald. Hvad med volumen vægt	Opfyldningsfasen
Årstal for slut af		Indgår i bestemmelse af opfyldningspe-	Opfyldnings- og

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
deponering og etablering af slutafdækning		rioden og dermed i bestemmelse af perkolatdannelsen i samme.	efterbehandlingsfaserne
Aktuel driftsfase og aktuelt tidspunkt		Indgår i planlægningen af kildestyrkeestimeringen	Alle faser

Tabel B2.3 Data vedrørende typer, mængder og egenskaber af det deponerede affald.

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
Deponerede affaldstyper, herunder særlige affaldstyper – mængder på årsbasis*		Indgår i grundlaget for beskrivelse af perkolatsammensætningen, er især vigtigt, når direkte informationer om perkolatets sammensætning er sparsomme eller fraværende	Alle
Deponeret mængde (vægt) på deponeringsenheden – på årsbasis og totalt		Indgår i estimering af L/S-forholdet. Indgår ved fastlæggelse af rumvægt, som indgår i modellen.	Alle (registreres gennem opfyldningsfasen)
	Eventuelle kemiske analyser af affaldet	Kan afsløre tilstedeværelse særlige stoffer, som evt. skal optages på stoflisten for kildestyrkeestimeringen.	Alle
Udvasknings-egenskaber			
Se Tabel B3.4			
	Information om deponeret rumvægt	Anvendes i modellen til - sammen med højde og areal – at beskrive affaldsmængden.	Formodentligt kun tilgængelige for anlæg godkendt efter 2001 med membran- og perkolatopsamlingsystemer

*: Ikke nødvendigvis relevant for nedlagte og ukontrollerede lossepladser

Tabel B2.4 Data vedrørende perkolatmængde og -sammensætning.

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
Mængde af opsamlet perkolat på årsbasis (hvis der opsamles perkolat)*		Perkolatmængden i opfyldningsperioden indgår i estimering af L/S forholdet på nedlukningstidspunktet. Perkolatmængden i efterbehandlingsperioden kan anvendes som grundlag for estimering af fremtidig perkolatproduktion, hvis man er sikker på, at der ikke udsiver væsentlige mængder gennem bund og sider.	Formodentligt kun tilgængelige for anlæg godkendt efter 2001 med membran- og perkolatopsamlingsystemer

Nødvendige oplysninger	Evt. supplerende oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
Samhørende datasæt af perkolatkoncentrationer og opsamlet perkolatmængde på årsbasis.	Eventuelt som gennemsnit af flere analyser udført gennem året.	En væsentlig, men ikke nødvendigvis tilstrækkelig information til beskrivelse af perkolatsammensætningen som funktion af L/S og tid. Kan indgå i estimering af C_0 og κ .	Formodentligt kun tilgængelige for anlæg godkendt efter 2001 med membran- og perkolatopsamlingssystemer
Stofkoncentrationer i perkolat fra andre enheder, som tilføres enheden		Benyttes som grundlag for at vurdere, om, der evt. skal inddrages nye stoffer i risikovurderingen	Formodentligt kun relevant for anlæg godkendt efter 2001 med membran- og perkolatopsamlingssystemer
	Eventuelle informationer om den kemiske tilstand i det deponerede affald / drænsystemet (reducerende / oxiderende, pH, andet)	Indgår ikke direkte i modellen, men kan indgå i valg af stoffer. Kan give kvalitative informationer om risikoen for fremtidige ændringer i nogle stoffers opførsel, f.eks. øget opløselighed.	
	Informationer om perkolatniveauet i affaldet.	Kan give indikationer på muligheden for reducerende forhold og for risiko for overløb over eller gennem sidemembraner.	Alle
Informationer vedrørende stofudvaskning og perkolatudvikling som funktion af tid og/eller L/S: Værdier af C_0 og κ for relevante stoffer og affaldstyper		Estimerer C_0 og κ indgår i modellen til beskrivelse af den fremadrettede udvikling ad kildestyrken. Kan evt. baseres på defaultværdier eller information fra tilsvarende deponeringsenheder	Alle
	Data vedrørende fremtidig (rest-) stofudvaskning fra deponeret affald	Denne type information kan være nødvendig i forbindelse med en overgangsfase med badekarseffekt eller ved nedlagte eller ukontrollerede lossepladser, hvor der ellers ingen stofinformationer foreligger.	Alle

*: Kan erstattes af vandbalance baseret på estimeret infiltration (f.eks. INF-A), hvis der ikke foreligger data.

Tabel B2.5 Data vedrørende vandbalancer og klimatiske forhold.

Nødvendige oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
	Benyttes til at beregne infiltrationen til affaldet.	
Oplysninger om nedbør og fordampning på lokaliteten.	Lokale nedbørs- og klimadata Indgår i modellen som årsinfiltration beregnet ved vandbalancer, der igen kan være opstillet på forskellige grundlag (se kapitel 3.1)	Alle

Nødvendige oplysninger	Anvendelse	Relevante enheder og faser
Information om tilstrømning og afstrømning af overfladevand, hvis det er aktuelt	Indgår i beregningen af nettoinfiltrationen	Alle
Information om eventuel recirkulering af perkolat fra samme eller andre enheder	Kun recirkulering af perkolat fra andre enheder medregnes i perkolatdannelsen	Formodentligt kun anlæg med membran- og perkolationsopsamlings-systemer
Information om tilførsel af rent vand under dæklaget	Indgår i beregningen af perkolatdannelsen	Formodentligt kun anlæg med membran- og perkolationsopsamlings-systemer
Informationer om gennemstrømning af grundvand	Indgår i vandbalancen og fastlæggelsen af L/S (eventuelt kun for en del af affaldet)	Anlæg uden membransystemer og med underside af affald under grundvandsspejlet
Informationer om indstrømning af grundvand i enheder med indadrettet gradient	Indgår i fastlæggelsen af L/S og i vandbalancen i efterbehandlingsperioden (og opfyldningsperioden)	Anlæg med membransystemer og med undersiden af affaldet under grundvandsspejlet
Effekten af fremtidige klimatiske ændringer	Kan anvendes i form af scenarieberegninger med simulering af ændrede nedbørsforhold	Alle

I de følgende kapitel og kapitler diskuteres dels, hvorledes de nødvendige/ønskede informationer kan fremskaffes, dels hvorledes de indgår i kildestyrkeberegningerne.

Bilag 2.2 Formål og systematik

Grundoplysningerne skal dels bruges som grundlag for valg af modelscenarie, dels som grundlag for opstilling af stedsspecifikke sammenhænge mellem perkolatmængden målt over tid og de tilhørende koncentrationer i perkolatet som baggrund for opstilling af en stedsspecifik sammenhæng mellem koncentration og L/S forholdet (forholdet mellem væske og faststof), som kan bruges til at vurdere udviklingen i perkolatkoncentrationerne fremadrettet. Oplysningerne skal ligeledes bruges til at vurdere, om det er muligt at opstille en sådan stedsspecifik sammenhæng – altså om de foreliggende data er tilstrækkeligt gode – eller om der i stedet skal anvendes defaultdata.

I nærværende bilag gives en oversigt over de relevante/nødvendige grundoplysninger, som også findes i tabellerne i Bilag 2.1, med anvisning af/forslag til, hvorledes de pågældende anlægsspecifikke oplysninger kan tilvejebringes.

Grundoplysninger

For deponeringsenheder af med gældende miljøgodkendelser, som er af nyere dato og i drifts- eller efterbehandlingsfasen, vil man ofte kunne finde mange af de ønskede oplysninger i årsrapporter, interne driftsrapporter, overgangsplaner, miljøansøgninger/miljøgodkendelser (ofte tilgængelige på nettet), positivlister, analyserapporter og rapporter over specielle undersøgelser. Disse dokumenter og filer vil som regel kunne findes hos de selskaber og operatører, der driver de pågældende enheder (eventuelt i deres arkiver). Noget materiale, herunder tilsynsrapporter og eventuelle rapporter over forureningsundersøgelser vil også kunne findes hos

tilsynsmyndighederne (Miljøstyrelsen og kommuner). Andre kilder kan være deponeringsanlæggenes rådgivere og i nogle tilfælde måske også ERISDA. Oplysninger om boringer kan findes i Jupiter-databasen.

For ukontrollerede lossepladser er det straks mere kompliceret at finde gode sammenhængende data. Som udgangspunkt kan de ønskede oplysninger i dag findes primært i regionernes arkiver, som de ved nedlæggelsen af amterne overtog. Problemet med nogle af disse data kan være, at man, da man overleverede opgaven fra amterne til regionerne, scannede samtlige dokumenter ind i en række meget store filer, som ligger lagret elektronisk, og som det kan være tidsrøvende at finde rundt i. Alle de forureningskortlagte og registrerede pladser (V1 og V2) har et unikt kortlægningsnummer, som det er muligt at søge sporadiske oplysninger om. Typiske data, som kan findes for de ukontrollerede pladser, er ældre rådgiverrapporter med analyser for jord, grundvand og gas, og i nogle tilfælde geologiske og hydrogeologiske undersøgelser eller boringsprofiler. Der kan i nogle tilfælde findes oplysninger om affaldet og mængder samt lossepladsens driftsperiode. I meget få tilfælde kan der findes data ude hos kommuner/affaldsselskaber, såfremt de har drevet pladsen. Desuden kan der i GEUS' database findes oplysninger fra monitoringsboringer og andre boringer (geologiske tværsnit).

Ovenstående kan i mange tilfælde kombineres med interviews med tidligere medarbejdere (ledelse og driftspersonale), naboer og lokalbefolkningen, som kan huske noget om placering, affaldstyper, driftsperioder m.m. osv.

Bilag 2.3 Historiske oplysninger

Der vil være en række historiske oplysninger vedr. et givet anlæg, som er vigtige, enten i forhold til valg af relevant modelscenarie eller som data, der enten bruges direkte i modellen, evt. i modificeret form, eller bruges til at generere de egentlige input data til modellen. Det drejer sig primært om følgende:

Anlæggets alder

Anlæggets deponeringshistorik

Historiske vandbalanceberegninger for anlægget.

Anlæggets alder

Anlæggets alder – og det gælder både alderen af det samlede anlæg og af de enkelte etaper – har betydning:

For start og slut for tilførslen af affald til anlægget /etapen samt for hvilke affaldstyper, der er modtaget på anlægget / etapen, herunder i hvilket omfang der er tale om blandet affald bestående af flere affaldstyper, eller der er tale om etaper, som primært har modtaget én affaldstype, f.eks. inert affald eller shredderaffald, hvor der kan foreligge karakteriseringsdata.

Deponeringshistorik

Ved deponeringshistorik forstås i denne sammenhæng viden om hvilke affaldstyper, der i hvilken mængde er tilført hvilken etape / enhed i hvilket år.

Som udgangspunkt skal der derfor for det anlæg eller den etape, for hvilken risikovurderingen ønskes foretaget, foreligge oplysninger så præcist som muligt vedrørende, hvilke affaldstyper der er modtaget per år fra etapens start til slut. Såfremt en etape eller et anlæg endnu ikke er opfyldt på det tidspunkt, hvor risikovurderingen ønskes foretaget, er det således nødvendigt at estimere den fremadrettede affaldstilførsel frem til opfyldningstidspunktet.

Omvendt vil det ved anlæg – typisk ukontrollerede lossepladser – være nødvendigt dels at skønne den samlede affaldsmængde og sammensætning, dels at skønne over hvor lang tid

opfyldningen er foretaget, således at der i beregningerne i princippet kan tages højde for, hvor stor en udvaskning der er foregået, inden anlægget blev færdigopfyldt. Evt. kan dette estimeres via forudsætninger om, hvilket L/S forhold der er opnået på tidspunktet for færdigopfyldelse, se kapitel 3.3.2.

Bilag 2.4 Generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold

Geografisk placering og adresse

Disse oplysninger har blandt andet betydning for beskrivelsen af outputtet til stoftransportdelen og for fastlæggelsen af infiltrationen af nedbør ved hjælp af indhentede klimadata. For deponeringsenheder af som er i aktiv drift vil man generelt kunne få oplysninger, kortmateriale og eventuelle GPS-målinger fra de driftsansvarlige for deponeringsanlægget (om nødvendigt kan man selv supplere med GPS-målinger). Beliggenheden af de ukontrollerede lossepladser kan nogle gange være svære at lokalisere, da der kan være sket matrikulære ændringer over tid, men data kan findes i Regionernes databaser (GIS og GeoCon). Såfremt pladserne er forureningskortlagte, kan der findes oplysninger på kort- og matrikelstyrelsens (KMS') hjemmeside samt Miljøportalen. Flyfotos kan være en hjælp ved både nyere deponeringsenheder og ukontrollerede lossepladser.

Fysiske dimensioner

De nødvendige oplysninger om de fysiske egenskaber af en deponeringsenhed eller en losseplads omfatter areal, længde i grundvandets strømningsretning og gennemsnitshøjde af det deponerede affald. Blandt kilderne til sådanne oplysninger kan nævnes:

- Anlæggenes godkendelser og udvidelser (kontrollerede)
- Tegning- og kortmaterialer (kontrollerede)
- Grundvandsundersøgelser
- Data fra landmålinger/GPS-opmålinger
- Droneoverflyvninger
- Fly- og orthofotos

For nyere deponeringsanlæg vil disse oplysninger normalt kunne fås fra de driftsansvarlige eller tilsynsmyndighederne, mens man for de ukontrollerede lossepladser (B1 og B2) må søge hos regionerne. Hvis oplysningerne ikke kan fremskaffes, må de tilvejebringes gennem yderligere undersøgelser på lokaliteten?

Type af enhed i relation til modelscenarierne

Her drejer det sig om at få enheden/lossepladsen indplaceret i forhold til de i kapitel 3.1. beskrevne typer og scenarier. Blandt andet skal det fastlægges, om enhedens bund ligger over eller under grundvandsspejlet, og om der forekommer udad- eller indadrettet hydraulisk gradient, eller om der strømmer grundvand gennem det deponerede affald. For nyere deponeringsanlæg vil dette fremgå af miljøansøgninger/miljøgodkendelser og eventuelle overgangsplaner samt miljø- eller grundvandsundersøgelser, som kan fås fra de driftsansvarlige eller tilsynsmyndighederne. For nedlukkede, ukontrollerede lossepladser må sådanne oplysninger søges hos regionerne, herunder i rapporter fra tidligere undersøgelser.

Specielt for de nedlukkede ukontrollerede lossepladser kan der være tvivl om grundvandsspejlet placering i forhold til bunden af affaldet. Hvis man er i tvivl, kan man for nogle få stoffer gennemregne modellen for begge scenarier og se om det giver store forskelle. Hvis man er i tvivl, kan man for nogle få stoffer gennemregne modellen for begge scenarier og se om det giver store forskelle. Hvis forskellene er store kan der være grundlag for at gennemføre yderligere undersøgelser for at fastlægge, hvilken model det i det konkrete tilfælde vil være mest retvisende at anvende.

Type af enhed i relation til deponeringsbekendtgørelsen

Denne type oplysninger, som har betydning for typen af deponeret affald og indretningen af de miljøbeskyttende systemer, gælder kun for deponeringsenheder godkendt efter 2001. De vil fremgå af miljøansøgninger/miljøgodkendelser og positivlister, som kan findes hos de driftsansvarlige. For kontrollerede lossepladser fra før 2001 var inddelingen i forskellige enheder lidt anderledes, men det burde være beskrevet blandt andet i miljøansøgninger og miljøgodkendelser, som kan findes hos de driftsansvarlige eller tilsynsmyndighederne.

Informationer om eksistens/indretning af membransystem

Informationen er blandt andet vigtig for indplaceringen i forhold til typer/scenarier kapitel 3.1 og i forbindelse med opdelinger i beregningsenheder se kapitel 1.2.4. For de nyere anlæg af typerne bør beskrivelser af membransystemer kunne findes i miljøgodkendelser, tegningsmateriale (også i arkiverne), eventuelt understøttet af luftfotos, gamle fakturaer og specielle observationer. Dette materiale burde kunne fås fra de driftsansvarlige. Det bemærkes, at selv om der på et anlæg er adskilte etaper/enheder med separat perkولاتopsamling i bunden, kan affaldet fra forskellige celler godt højere oppe godt danne "overlap", som medfører en vis sammenblanding af gennemslivende perkolat fra flere celler. Dette tages der dog ikke hensyn til ved modelleringen. Ukontrollerede lossepladser vil ikke være udstyret med membransystemer.

Information om eksistens/indretning af perkولاتopsamlingssystem

Disse informationer er vigtige af hensyn til opstilling af vandbalancer og specielt med hensyn til vurderinger af, om perkolat opsamlet på et givet sted stammer fra en enkelt eller flere enheder. Med hensyn til anvendelse af perkolatmoniteringsdata som grundlag for fastlæggelse af stofkoncentrationen som funktion af L/S og tid, er det langt at foretrække, at både perkolatmængder og perkolatsammensætning måles separat fra hver celle/enhed. Hidtil er dette forholdsvis sjældent sket, og de tidsserier af perkولاتanalyser og -mængder, som foreligger fra mange deponeringsanlæg, udgør derfor blandinger af perkolat fra flere forskellige enheder på forskellige udviklingsstadier og nogle gange også med forskellige affaldstyper. Sådanne data udgør ikke noget optimalt grundlag for fastlæggelse af kildestyrken, og det kan være nødvendigt at basere beskrivelsen af perkولاتudviklingen på andre informationer, herunder udvaskningsforsøg eller defaultværdier for kappa (se kapitel 4). Det skal dog nævnes, at nogle deponeringsanlæg gennem de senere år er begyndt at foretage separat opsamling og analysering af perkolat fra separate enheder, dog ikke altid med samtidig opgørelse af de opsamlede perkolatmængder. **Det anbefales kraftigt at gøre begge dele (Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 1049/2013, kræver separate analyser og "så vidt muligt" også separate mængdemålinger for de enkelte enheder).** Oplysninger om perkولاتopsamlingssystemerne burde fremgå af miljøansøgninger, miljøtilladelser og tegningsmaterialer. Nogle steder er systemerne udvidet gradvis og ikke altid som vist på tegningerne, så det kan være nødvendigt med en nøje gennemgang af systemerne, eventuelt suppleret med TV-inspektioner eller sporstofundersøgelser. Perkولاتopsamlingssystemer er ikke relevante for nedlagte ukontrollerede lossepladser og enheder etableret under yderligere reducerede krav.

Indretning af slutfaldækning

Det er vigtigt at kende indretningen af slutfaldækningslaget af hensyn til beregningen af infiltrationen af nedbør mv. (se Bilag 1). Der er brug for kendskab til toplagets tykkelse og den anvendte jordtype (vådområde, skovareal, sandjord eller lerjord), specielt ved anvendelse af INF-A, som også er default-metoden for bestemmelse af infiltration af nedbør. Hvis man ønsker at beregne overfladafstrømning af nedbør, er der også brug for informationer om topografien. Dette kræver dog opstilling af en numerisk model i hvert tilfælde og indgår derfor ikke i denne kildestyrkemodel. I stedet kan anføres den nettooverfladefstrømning, som tolaget eventuelt er dimensioneret til. Informationerne bør for deponeringsanlæg fodkendt efter 2001 kunne findes i planer for sluttildækning med tilhørende tegningsmateriale, som de driftsansvarlige er i besiddelse af. Alternativt kan der være oplysninger om toplagets beskaffenhed i specifikke undersøgelsesrapporter, som formentlig vil være den eneste kilde for nedlagte, ukontrollerede anlægs vedkommende. Disse forefindes i givet fald hos regionerne. Hvis der ikke foreligger pålidelige oplysninger om toplagets beskaffenhed, kan man tilvejebringe disse gennem en undersøgelse, f.eks. udførelse af en eller flere boringer til bestemmelse af toplagets tykkelse og den anvendte jordtype.

Bilag 2.5 Driftsforhold

Etablering og skift mellem faser

Disse oplysninger skal bruges til at fastlægge/estimere etableringstidspunktet for en deponeringsenhed og skift mellem de forskellige faser (enhedernes historik, herunder opfyldningsperioden, afslutningstidspunkt og overdækning samt den aktuelle fase for en enhed eller losseplads). For de nyere enheders vedkommende vil dette fremgå af miljøgodkendelser og overgangsplaner samt aktuelle planer, som kan fås hos de driftsansvarlige og tilsynsmyndigheden. Nedlagte lossepladser og nedlukkede lossepladser, samt nedlukkede deponeringsanlæg uden membransystemer vil de-facto befinde sig i en passiv fase eller en fase, der svarer til denne (se kapitel 2.2), og det kan være nødvendigt at udøve skøn med hensyn til starttidspunkt og etableringsfase. Informationer herom kan eventuelt findes i undersøgelsesrapporter og andet materiale hos regionerne. I den sammenhæng kan flyfotos tilbage i tiden også være af interesse.

Bilag 2.6 Data vedrørende det deponerede affald

Mængder og typer af affald

Oplysningerne om mængder og typer af affald (specielt opgjort ved afslutningen af påfyldningsperioden) er nødvendige af hensyn til beregning af L/S-forholdet og til vurdering af perkolatsammensætningen, hvis der ikke foreligger anvendelige tidsserier af denne som funktion af tid og L/S. Disse oplysninger vil normalt være tilgængelige for nyere deponeringsenheder, mens de for nedlagte og nedlukkede lossepladser kan være mere vanskeligt tilgængelige i specielle undersøgelser eller regionernes historiske materiale. Blandt mulige kilder til oplysninger om mængder og typer af affald kan nævnes:

- Affaldsselskaber og Kommuner (deponier)
- ISAG/ADS
- Den obligatoriske benchmarking for deponeringsanlæg
- Årsrapporter
- Overgangsplaner
- Grønne regnskaber og andre regnskaber
- Miljøredegørelser og ledelsesberetninger
- Arkivmateriale (gl. rådgiverrapporter, godkendelser og udvidelser, gamle data som er sendt til amtet i forbindelse med vurdering og opgørelse af deponeringskapaciteten)
- PRTR-Indberetninger
- ERISDA

Hvis der for disse lossepladser slet ingen oplysninger findes (evt. i form af rimeligt fyldestgørende perkolatundersøgelser – dvs. grundvand fra lossepladsområdet og undersøgelser, der kan afgrænse lossepladsområdet areal- og dybdemæssigt) kan det være nødvendigt at tilvejebringe sådanne oplysninger via specifikke undersøgelser.

Deponeret rumvægt af affaldet

Denne information er benyttes til at omregne mellem vægt og volumen. For nyere anlæg vil den kunne beregnes ved at sammenholde indvejede affaldsmængder med opmålte deponeringsvolumener, som begge vil kunne oplyses fra de driftsansvarlige. For lossepladser vil sådanne oplysninger muligvis kunne findes i regionernes arkivmateriale, hvis de er undersøgt. Det vil også være muligt at foretage borer og udgravninger og udtage prøver til bestemmelse af affaldets rumvægt. Hvor der ikke foreligger nogen oplysninger foreslås det, at man for alle anlægstyper anvender en default-værdi på 1 t/m³ eller en rumvægt, som er bestemt på en tilsvarende enhed eller losseplads. Rumvægten kan dog variere betydeligt – typisk fra 0,5 – 1,5 t/m³.

Bilag 2.7 Data vedrørende perkolat

Opsamlede perkolatmængder

Disse data, som kan anvendes til beregning af L/S fra opfyldningsfasens afslutning og fremad, såfremt der ikke sker væsentlig udsivning, kan kun opsamles for deponeringsenheder med et membran- og perkolatopsamlingssystem. De bør fremgå af årsrapporter og interne opgørelser for enhederne hos de driftsansvarlige (affaldsselskaber og kommuner). Se dog også kapitel 4.4.2 angående separat vs. fælles opsamling fra flere enheder.

Kemiske analyser af opsamlet perkolat

Disse oplysninger, som kun kan indsamles for enheder med membran- og perkolatopsamlings-systemer, er nødvendige, hvis man vil anvende den stedspecifikke perkolatudvikling til estimering af kildestyrken fremadrettet. Det er nødvendigt, at man på årsbasis kan beregne eller i det mindste estimere tilhørende værdier af L/S for samme enhed (se også kapitel 3). I nogle tilfælde, hvor flere enheder anvender et fælles drænsystem, kan man eventuelt bestemme en samlet kildestyrke ved modelmæssigt at betragte flere enheder med samme type affald som en enkelt enhed. Hvis enhederne er langt fra hinanden i udvikling, kan det dog blive vanskeligt at benytte analyserne af den fælles perkolatstrøm som udgangspunkt for fastlæggelse af perkolatsammensætningen som funktion af L/S. I så fald må man tilvejebringe de nødvendige oplysninger eller bruge defaultværdier baseret på lignende enheder, udvaskningstest eller generelle kappa-værdier. Oplysninger om perkolatanalyser kan fås fra de driftsansvarlige eller fra årsrapporter.

Stofudvaskning og perkolatudvikling som funktion af tid og/eller L/S

Denne information er egentlig ikke en grundoplysning, da den skal estimeres ud fra andre grundoplysninger såsom kemiske analyser af perkolat som funktion af L/S eller udvaskningstests på affaldstyper, som findes i eller udgør det deponerede materiale, eller som default ud fra affaldsuafhængige kappa-værdier. Se kapitel 4 og Bilag 2.

Data vedrørende fremtidig (rest)stofudvaskning fra deponeret affald

Denne type information, som kan anvendes til estimering af den fremadrettede udvikling i perkolatsammensætningen som funktion af L/S, kan tilvejebringes for alle typer deponeringsanlæg, ved opsamling af prøver af deponeret materiale og gennemførelse af udvaskningstests på disse, eller for enheder med membran- og perkolatopsamlingssystemer ved opsamling og analyse af perkolat i forbindelse med overgangsfasen.

Bilag 2.8 Vandbalancer og klimatiske forhold

Fastlæggelse af nettonedbør

Nettonedbøren eller nettoinfiltrationen af nedbør er en helt essentiel information i forbindelse med opstilling af vandbalancer for de forskellige anlægstyper. Informationen kan for en vilkårlig beliggenhed i Danmark købes af DMI. Ved den foreslåede default beregningsmetode i modellen, INF-A (se kapitel 3.3.1), findes nettonedbøren ved at indtaste en beliggenhed (et tal, som aflæses på et kort). Nettonedbøren kan også bestemmes under anvendelse af INC-C (se kapitel 3.3.1), eventuelt i kombination med den gamle toplagsmodel.

Information om tilstrømning og afstrømning af overfladevand

Information om tilstrømning og afstrømning af overfladevand må for anlæg godkendt efter 2001 søges oplyst fra de driftsansvarlige. For disse anlæg forventes der generelt ikke at være nogen tilstrømning af overfladevand, mens eventuel afstrømning om nødvendigt kan beregnes separat. Hvis toplaget er dimensioneret til en nettooverfladeafstrømning, kan denne eventuelt indgå i vandbalancen. Se også kapitel 3.3.1).

Information om eventuel recirkulering af perkolat

Metodikken er ikke velegnet til at beskrive den situation, hvor der recirkuleres perkolat fra andre enheder til en enhed med membran og perkolatsamlingsystemer. For nærværende tages der i sådanne tilfælde ikke hensyn til de recirkulerede perkolatmængder i beregningen af vandbalancen. Det forventes dog, at der på dette område vil ske en udvikling, som på lidt længere sigt kan forbedre mulighederne for opstilling af mere realistiske vand- og massebalancer for enheder med recirkulering. Oplysninger om en eventuel recirkulering må under alle omstændigheder hentes hos den driftsansvarlige for det pågældende anlæg.

Information om tilførsel af rent vand under dæklaget

Såfremt der tilføres rent vand til en enhed i aktiv drift eller under efterbehandling, tillægges dette til den beregnede infiltration i vandbalancen (sker formentlig sjældent eller aldrig). Oplysninger om dette må hentes hos den driftsansvarlige for det pågældende anlæg.

Informationer om gennemstrømning af grundvand

Disse informationer skal bruges til at beregne vandbalancerne for lossepladser og deponeringsanlæg, hvis bund ligger under grundvandsspejlet, og som gennemstrømmes af grundvand. Oplysninger om dette må opsøges i rapporter over undersøgelser af de pågældende anlæg, primært hos regionerne og disses arkiver.

En estimering af indstrømningen gennem den opstrøms side (Q_{i7}) og gennem den vandmættede del forudsætter, at der foreligger informationer om hydrologien/hydrogeologien for pladsen og de nærmeste omgivelser. Såfremt sådanne informationer ikke foreligger (eksempelvis fra tidligere undersøgelser eller estimeret ud fra generelle informationer), kan det være nødvendigt at tilvejebringe dem gennem en undersøgelse, som for eksempel kan omfatte følgende – se også Bilag 2.

- Indsamling af eksisterende data vedrørende geologi, grundvandsmagasiner, grundvandsstand, indvindingsboringer, nedbør m.v.
- Etablering af pejleboringer omkring lossepladsen og på lossepladsen
- Etablering af pumpeboringer omkring lossepladsen og på lossepladsen
- Gennemførelse af pumpetest og slug-test i boringerne for at bestemme transmissiviteter i affald og i tilstødende grundvandsmagasiner
- Vurdering af hydraulisk ledningsevne for affald og grundvandsmagasin
- Eventuel opstilling af en grundvandsmodel for området

Informationer om indstrømning af grundvand i enheder med indadrettet gradient

Disse oplysninger er kun relevante for deponeringsenheder med membran- og perkolatopsamlingsystemer, som har undersiden af det deponerede affald beliggende dybere end grundvandsspejlet og dermed har en indadrettet gradient. Oplysninger om selve gradientens størrelse kan fås hos den driftsansvarlige, som i henhold til BEK 1049/2013 skal pejle såvel grundvandsstanden udenfor deponeringsenheden som perkolatoverfladen inde i deponeringsanlægget. For nyere deponeringsanlæg burde der ikke ske nogen væsentlig indsivning, og hvis der gør, må oplysninger indsamles fra den driftsansvarlige. Der må ligeledes tages hensyn til det, hvis det var påtænkt at anvende opsamlede perkolatmængder i efterbehandlingsfasen som et mål for infiltrationen fremadrettet.

Bilag 3. Heterogen vs. homogen strømning

For at belyse en mulig, simpel beskrivelse af heterogent flow er der forsøgsvis opstillet en generel "dual porosity"-model for en generisk deponeringsenhed, hvor det er antaget, at en vis del af det deponerede affald gennemstrømmes hurtigt, og resten af affaldet gennemstrømmes langsomt. På basis af antagne relative strømningshastigheder og en eksponentielt aftagende udvaskning som funktion af L/S, C0 og κ (se Kapitel 5), er der foretaget en følsomhedsanalyse, som – måske ikke overraskende – viser, at den højeste kildestyrke fås under antagelse af en homogen flowfordeling. I det følgende ses nogle eksempler på forudsætninger for og resultaterne af disse beregninger.

Som udgangspunkt for beregningerne er der benyttet et deponeringsscenarie som beskrevet i Tabel B3.1. Derefter er der foretaget beregning af de udvaskede stofmængder som funktion af L/S for henholdsvis homogen strømning, den hurtigt gennemstrømmende perkolatmængde, den langsomt gennemstrømmende perkolatmængde og summen af de to sidstnævnte for de fire scenarier, dvs. kombinationer af κ , relative hastigheder og relative andele af affaldet med hurtig og langsom gennemstrømning, se Tabel B3.2. Der er anvendt en startkoncentration af udvasket stof i perkolatet på 5 mg/l.

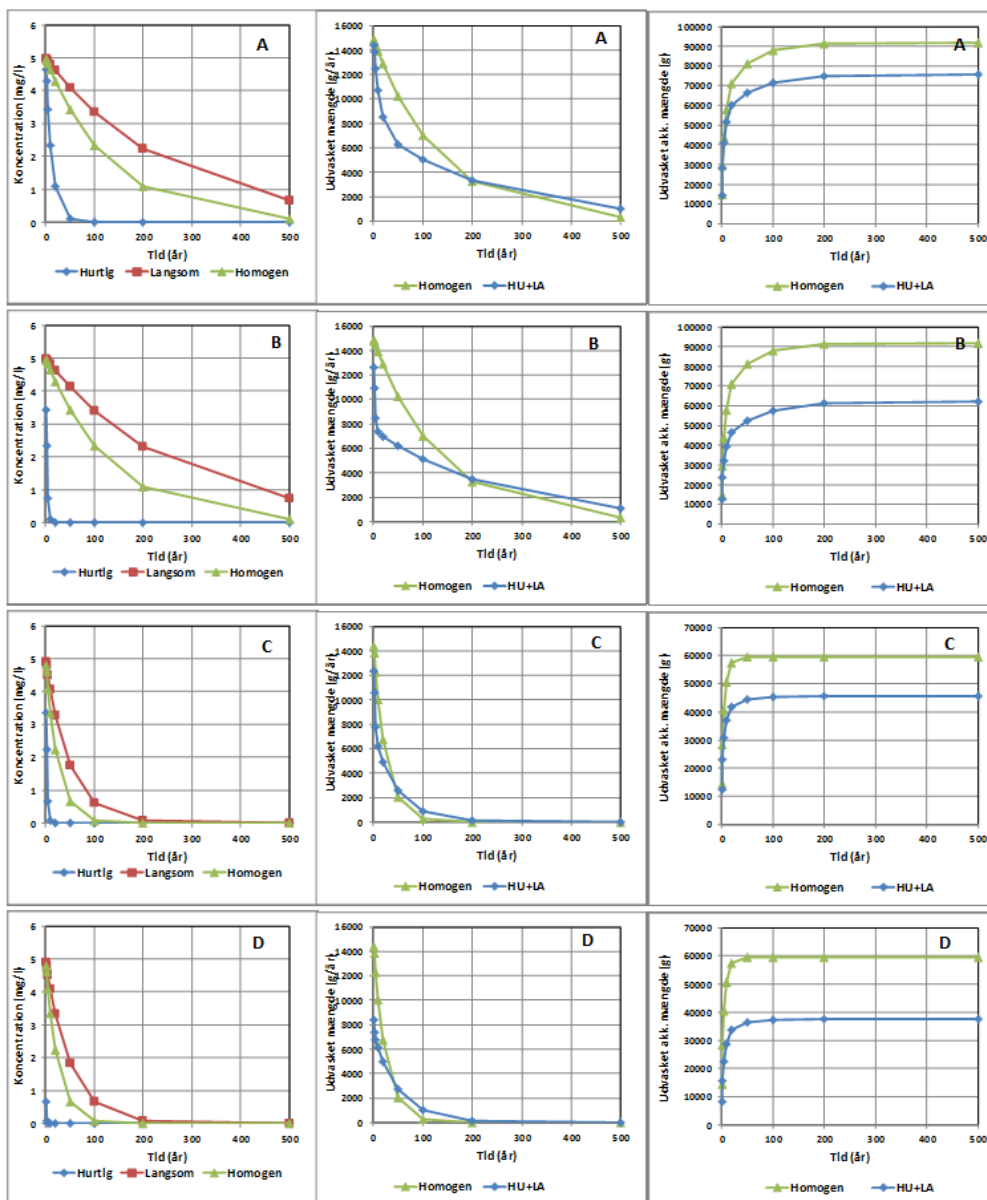
For at kunne foretage beregningerne har det været nødvendigt at antage, at infiltrationsoverfladerne af "hurtig" og "langsomt" affald fordeler sig på samme måde som de relative mængder, og at der ikke sker nogen væsentlig udveksling mellem "hurtig" og "langsomt" perkolat ned gennem affaldet, som i øvrigt alt sammen er antaget at have samme udvaskningsegenskaber. Resultatet af beregningseksemplerne er vist i Figur B3.1. Det fremgår heraf, at en antagelse af, at strømningen er homogen, generelt vil give en større stofudledning, end en antagelse af heterogen strømning beskrevet efter "dual porosity"-princippet. Dvs. man kan som hovedregel formentlig regne med, at en antagelse af homogen strømning er miljømæssigt konservativ.

Tabel B3.1 Deponeringsscenarie anvendt til dual porosity-beregninger.

Højde	10	m
Areal	10000	m ²
Massefylde	1.5	t/m ³
Affaldsmængde	150000	t
Infiltration	300	mm/år
Perkolatproduktion	3000	m ³ /år

Tabel B3.2 Scenarier, der beskriver kombinationer af relative hastigheder og mængder af "hurtig" og "langsomt" affald.

	A	B	C	D
Kappa (kg/l)	0.38	0.38	2	2
Fraktion hurtig	0.5	0.01	0.05	0.01
Fraktion langsom	0.95	0.99	0.95	0.99
Relativ hastighed hurtig	0.95	0.99	0.95	0.99
Relativ hastighed langsom	0.05	0.01	0.05	0.01



Figur B3.1 Sammenligning af udvaskningen ved homogen og heterogen gennemstrømning af deponeret affald under antagelse af forskellige scenarier for "dual-porosity"-strømning. HU = hurtigt gennemstrømmende del, LA = langsomt gennemstrømmende del.

Bilag 4. C_0 og kappa-værdier for blandet affald

På baggrund af koncentrationsmålinger i perkolatet på en række deponeringsanlæg er det på tværs af data mellem anlæggene søgt udarbejdet et grundlag for estimering af defaultværdier. Der er arbejdet med data for blandet affald for de stoffer, der indgår i kildestyrkeprojektets stofliste og hvor der samtidig foreligger "en fornuftig mængde" brugbare data.

Som det vil fremgå af det efterfølgende er det kun for et begrænset antal stoffer vurderet, at der foreligger en sådan datamængde – dvs. at der har kunnet opstilles et antal samhörørende værdier af L/S og en stofkoncentration spredt over en tidsperiode af en vis længde og med en tydelig trend for udviklingen af koncentrationen med L/S. Det må ligeledes konstateres, at der ikke har kunnet opstilles en særlig god korrelation mellem de tilgængelige data, hvilket dog heller ikke nødvendigvis var forventeligt, da vi ved, at variationerne i enkelte målinger kan være store, men korrelationen giver alligevel en indikation af hvordan modellen passer til data. De fundne værdier bør derfor benyttes med forsigtighed.

Der opereres med de enheder (en eller flere deletaper/celler) indenfor det enkelte anlæg, hvor der foreligger sammenhængende data for hhv. affaldsmængder (opgjort på årsbasis), perkolat mængder (opgjort på årsbasis) og perkolatkoncentrationer. For nogle anlæg udgøres dette af en række separate deletaper/celler, imens der for andre anlæg ikke kan differentieres mellem forskellige dele af anlægget og der opereres derfor med en samling af deletaper/celler. Der er alene arbejdet med "enheder" med én affaldstype - blandet affald. Koncentrationsmålingerne i perkolatet er sat i forhold til L/S forholdet for den enkelte enhed på det enkelte anlæg.

Der er indhentet data fra de enkelte anlæg via årsrapporter, egne dataregistreringer mv.:

- Årlige affaldsmængder deponeret indenfor den enkelte enhed. Der er taget højde for eventuelle fraførte mængder
- Årstal for den enkelte enheds opfyldningsperiode.
- Perkolatmængder for den enkelte enhed. I de tilfælde, hvor der ikke foreligger perkolatmængder for den enkelte enhed fordeles den totale perkolatmængde imellem anlæggets enheder ud fra de enkelte enheders andel af anlæggets totale areal.
- Koncentrationer af relevante stoffer (de stoffer, der indgår i projektets stofliste) i perkolatet fra de enkelte enheder.

På basis af de indhentede data er udregnet årlig L/S udvikling på enhedsniveau, hvorefter de målte koncentrationer i perkolatet er sat i forhold til denne L/S udvikling for hver enhed.

Der er opsat data for blandet affald for følgende anlæg og enheder:

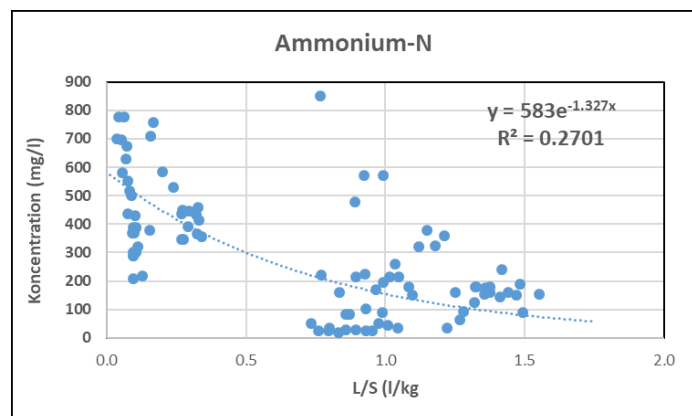
- Faxe (deletape 2, 3, 4, 5, 6, 7)
- Odense (1A, 1B, 1C)
- Tandskov (1+4)

Herefter er alle sammenhængende datasæt (L/S over for koncentrationer) samlet for hvert stof på tværs af enheder/anlæg for at søge at modellere en sammenhæng imellem L/S og ændringer i koncentrationer for det givne stof og affaldstype, svarende de første skridt i den metodik for kappa-estimering, som er beskrevet i afsnit 5.3.4, og som er indbygget i kildestyrkemodel-

len (kappa-estimeringsværktøjet giver mulighed for en efterfølgende finjustering). Ud fra de sammenhængende datasæt bestemmes kappa her på grundlag af den trend-funktion, som er indbygget i excel, ud fra ligningen $C = C_0 \times \exp(-(L/S) \times \text{kappa})$. Startkoncentrationen C_0 fastlægges som 90%-fraktile af de samlede koncentrationer af i datasættet, da der er tale om et større antal forskellige enheder. Hvis der kun havde været tale om en enkelt enhed, skulle max-værdien have været anvendt. Excelfunktionen for en eksponentiel trendkurve viser trendkurven sammen med en afbildning af koncentrationen mod L/S for datasættene og giver den tilhørende værdi af kappa samt en korrelationskoefficient (R^2) for kurvetilpasningen.

Til illustration ses nedenfor datasættet for ammonium-N, den tilhørende tilpasningskurve, den estimerede kappa-værdi samt korrelationskoefficienten, R^2 .

Deletape 2, Faxe		Deletape 3, Faxe		Deletape 4, Faxe		Deletape 5, Faxe		Deletape 6, Faxe		Odense 1A		Odense 1B		Odense 1C		Tandskov 1+4	
L/S	C	L/S	C	L/S	C	L/S	C	L/S	C	L/S	C	L/S	C	L/S	C	L/S	C
l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l	l/kg	mg/l
0.77	220	0.73	52	1.27	65	1.22	35	1.33	180	0.17	757	0.04	700	0.20	583	0.77	850
0.80	25	0.76	26	1.32	180	1.28	94	1.37	160	0.16	710	0.04	778	0.24	530	0.89	477
0.84	160	0.80	34	1.36	175	1.32	124	1.42	240	0.15	380	0.05	698	0.27	345	0.92	570
0.87	82	0.83	20	1.44	160	1.36	155	1.48	190	0.13	218	0.06	580	0.27	348	0.99	570
0.89	215	0.86	82	1.49	90	1.41	145	1.55	155	0.11	320	0.06	778	0.27	435	1.12	320
0.93	104	0.89	30			1.47	150			0.10	288	0.07	673	0.27	450	1.15	380
0.97	170	0.93	26							0.10	288	0.07	630	0.29	390	1.18	325
0.99	195	0.95	24							0.10	208	0.08	553	0.30	447	1.21	360
1.01	215	0.98	51							0.09	368	0.08	438	0.33	460		
1.05	215	1.01	46							0.09	388	0.08	518	0.32	433		
1.08	180	1.04	35							0.10	370	0.09	500	0.33	365		
										0.10	430	0.10	302	0.33	415		
										0.11	300	0.11	388	0.34	355		



C₀	583 mg/l
Kappa	1,3 kg/l
R²	0,27

Det bemærkes, at korrelationskoefficienten pga. den store spredning på resultaterne ikke er imponerende.

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Miljøstyrelsen har i samarbejde med Dansk Affaldsforening og DepoNet gennemført et større projekt, som har til formål at udvikle en metodik til at synliggøre den steds-specifikke forureningspåvirkning af miljøet omkring danske deponeringsanlæg, i forhold til grundvand, overfladevand samt natur. Metodikken omfatter en beskrivelse af stoffrigivelsen fra affaldet (kildestyrken), stoftransporten gennem umættet og mættet zone samt vurdering af påvirkning af miljøet.

Dette er den anden af to baggrundsrapporter, som dokumenterer grundlaget for at opstille en model til beregning af kildestyrken som funktion af tiden. Denne rapport omhandler opbygning af delelementer, der indgår i beregning af kildestyrken, og udgør dokumentationsgrundlaget for kildestyrkemodellen. Den beskriver modellens randbetingelser samt de grundoplysninger, der er nødvendige for modellen. Rapporten beskriver desuden, hvordan mængden af perkolat opgøres i alle faser af deponeringsanlæggets levetid, hvordan stoffrigivelsen bestemmes ud fra rutinemæssig monitorering af perkolatets stofindhold, samt hvordan flere deponeringsenheder kan indgå i risikovurderingen. Endelig er der i rapporten opstillet forslag til default værdier, som vil kunne anvendes til beregning af kildestyrken, i de tilfælde, hvor det steds-specifikke datagrundlag er utilstrækkeligt. Rapporten vil kunne fungere som et opslagsværk for brugeren, som således har mulighed for at sætte sig ind i de enkelte delelementer i modellen samt de valg, der er truffet i udviklingen af modellen.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk