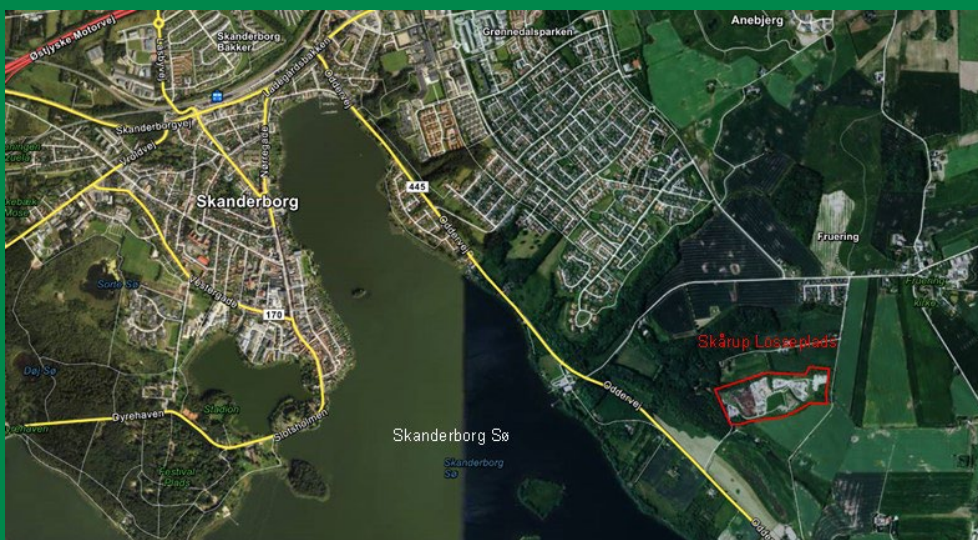




Eksempel på risikovurdering ved deponering af affald **Skårup Losseplads, Reno Syd I/S**



Marts 2022



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Jette Bjerre Hansen,
Tage Vikjær Bote,
Ole Hjelmar

ISBN: 978-87-7038-311-0

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 Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Forbehold

Denne rapport er en del af "Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald". Rapporten er foreløbig og af oplysende karakter, og indholdet kan på nuværende tidspunkt ikke alene danne grundlag for en konkret sagsbehandling og myndighedsafgørelse. Baggrunden for dette er, at Miljøstyrelsen arbejder for at afklare særlige forhold omkring vandrammedirektivets betydning for stedsspecifik vurdering af deponeringsanlæg og påvirkningen heraf i receptor. Afklaringerne kan give anledning til konsekvensrettelser i metodikken, som den er formuleret for nuværende, og det kan være nødvendigt at rettelserne skal indarbejdes i metodikkens værktøjer herunder modelværktøjer, brugervejledninger og dokumentationsrapporter. Således må offentliggjorte rapporter og værktøjer under metodikken for nuværende betragtes som foreløbige.

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren. 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.

Risikovurderingsværktøjet er beregningsteknisk forberedt til at kunne regne med nedbrydning når et bedre datagrundlag er tilvejebragt. Derfor indgår nedbrydning i sammenfatningen, brugervejledninger og som en del af transportmodellen. Miljøstyrelsen finder på nuværende tidspunkt ikke tilfredsstillende dokumentation for at nedbrydning kan indgå som en aktiv del i sagsbehandlingen ved brug af værktøjet. Såfremt at der på et senere tidspunkt tilvejebringes ny viden er Miljøstyrelsen åben for at lade nedbrydning indgå. Det betyder at metoden er forberedt til at inkludere nedbrydning, men at Miljøstyrelsen mangler den nødvendige viden for at kunne vurdere denne i sagsbehandlingen. Ny viden kan bl.a. bestå i en opdateret samlet videnskabelig rapport, hvor det er beskrevet, hvorledes der kan regnes med nedbrydning konkret i perkolfaner fra deponeringsanlæg.

Indhold

Forbehold	3
Ordliste, definitioner og akronymer	6
1. Sammenfatning og konklusion	14
1.1 Opstilling af model for Skårup	14
1.1.1 Beregningsenheder	14
1.1.2 Geologisk og hydrogeologisk model	15
1.1.3 Vandbalancer	16
1.1.4 Stedsspecifik tilpasning af stoflisten	17
1.1.5 Udpegning af relevante receptorer	18
1.2 Beregning	18
1.2.1 Kildestyrken	18
1.2.2 Stoftransport i jord og grundvand	19
1.2.3 Receptor	20
1.3 Resultater og vurdering	20
1.4 Anbefalinger	23
2. Indledning	24
2.1 Formålet med at gennemføre en risikovurdering	24
3. Principper	25
4. Dataindsamling	27
4.1 Data vedrørende anlæggets fysiske udformning	27
4.1.1 Stamdata	27
4.2 Affaldstyper og perkolatdata	29
4.3 Vandstrømme	30
4.3.1 Lækage under aktiv drift	31
4.3.2 Til- og afstrømmende overfladevand	31
4.3.3 Tilstrømning af grundvand, tilførsel af rent vand og recirkulering af perkolat	32
4.4 Geologiske og hydrologiske forhold	32
4.5 Receptor	35
4.5.1 Vurdering af mulige receptorer	35
4.5.2 Fastsættelse af POC	39
4.5.3 Miljømål og kvalitetskrav for udpegede receptor	39
5. Modelopsætning for Skårup	41
5.1 Beregningsenheder for anlægget	41
5.1.1 Opdeling af anlægget i beregningsenheder	41
5.1.2 Placering og udformning af beregningsenheder	43
5.2 Opstilling af model for vandstrømme	44
5.2.1 Vandstrømme for beregningsenheder	44
5.2.2 Estimering af infiltration/perkolatdannelse	45
5.3 Valg af relevante stoffer for risikovurderingen	46
5.4 Basisstoflister for Skårup	46

5.4.1	Stedsspecifikke forhold for deponeringsanlægget	47
5.4.2	Stedsspecifikke forhold for receptor	48
5.4.3	Vurdering af resultater fra analyse af perkolatet	48
5.4.4	Den stedsspecifikke stofliste til risikovurdering	49
5.4.5	Fastlæggelse af κ (kappa)	51
6.	Beregning	53
6.1	Kildestyrkeberegning	53
6.2	Modellering af stoftransport	55
6.2.1	Valg af model	55
6.2.2	Datainput til GrundRisk Landfill	56
6.3	Udsivning til og opblanding i receptor	58
7.	Vurdering af resultat	60
7.1	Resultater af kildestyrkeberegninger	60
7.2	Resultater fra transportmodellen	61
7.3	Beregninger for næringsstoffer	65
8.	Konklusioner	67
8.1	Overordnet konklusion	67
8.2	Konklusioner af kildestyrkeberegningen	68
8.2.1	Stofkoncentrationer – C_0 -værdier	68
8.2.2	Kappa-værdier	68
8.3	Konklusioner af beregninger med GrundRisk Landfill	69
8.4	Manglende kvalitetskrav	69
	Bilag 1.Geologi og hydrogeologi	71
	Bilag 2.Fastlæggelse af C_0 og K_d for stoffer på den stedsspecifikke stofliste	76
	Bilag 3.Stedsspecifik stofliste med tilhørende udvælgelseskriterier for Skårup	79
	Referencer	85

Ordliste, definitioner og akronymer

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
90 %-fraktil	En værdi som angiver, at 90 % af observationerne i en population er mindre end denne værdi (og 10 % af observationerne er større).
Akvifer	Grundvandsmagasin.
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 stedsspecifikke informationer om det deponerede affald, perkolatets sammensætning og receptor.
BAT	Best Available Technology.
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 gamle etaper, der afviger fra hinanden med hensyn til opfyldningsperiode og præcis affaldssammensætning, men som på grund af praktiske forhold (f.eks. overlap, fælles perkolationssamlingsystem) indgår som én samlet enhed i kildestyrkeestimeringen.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
BREF	Best Available Techniques Reference document.
Blandingszone	En zone af nærmere fastsat udbredelse omkring en udledning til overfladevand, inden for hvilken miljømyndigheden har givet tilladelse til en nærmere bestemt overskridelse af udvalgte miljøkvalitetskrav. Blandingszoner er nærmere defineret i BEK 1433 af 21/11/2017 (bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder).
Default-værdi	Default-værdier anvendes som bedste estimater for egenskaber, for hvilke der i en given situation ikke findes stedsspecifikke data. De bør efterfølgende, i videst mulige omfang, bekræftes eller udskiftes med data baseret på stedsspecifikke bestemmelser. Default-værdier kan være litteraturværdier eller beskrive egenskaber, som er fastlagt på grundlag af affaldstyper, deponeringsenheder eller klimatiske eller geologiske forhold, som i større eller mindre grad kan antages at være repræsentative for forholdene i og omkring den aktuelle deponeringsenhed.
Deponeringsanlæg	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering på landjorden. Et deponeringsanlæg kan bestå af flere deponeringsenheder, 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 perkolatopsamlingssystem, er etableret separat perkolatopsamling. En deponeringsenhed kan være opdelt i celler (fra BEK 1049 af 24/06/2013).
Dispersivitet	En empirisk egenskab ved et porøst materiale (f.eks. en akvifer), som bestemmer de karakteristiske dispersionsegenskaber (spredningsegenskaber) ved materialet ved at relatere komponenterne (f.eks. langsgående, tværgående komponenter) af porevandshastigheden til dispersionskoefficienten.
Drikkevandskrav/drikkevandskvalitetskrav	Kvalitetskrav til drikkevand, som de er defineret i den til enhver tid gældende Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, p.t. BEK 1068 af 23/08/2018.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
Drænsystem, perkolatopsamlingssystem	Mellem affaldet og membransystemet er der normalt etableret et perkolatopsamlingssystem. 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 deponeringsanlægget vil i efterbehandlingsperioden fortsat være omfattet af en miljøgodkendelse.
Grundvandskvalitetskrav (GVK)	Ved "grundvandskvalitetskrav" forstås et kvalitetskrav, der udtrykkes som den koncentration af et bestemt forurenende stof, en gruppe af forurenende stoffer eller en forureningsindikator i grundvand, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.
Grundvandskvalitetskriterier (GVKr)	Kriterier som udarbejdet til brug for fastlæggelse af krav til grundvandet under forurenede grunde ved offentligt finansierede oprydninger (Miljøstyrelsens "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord", opdateret juni 2018).
Heterogent vandflow	Uensartet gennemstrømning (typisk af nedbør) gennem affaldet.
IED	Industrial Emissions Directive.
Indlandsvand	Alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles (BEK 1625, 19/12/2017) ¹ .
Indlandsvandskvalitetskrav (ILVK)	Kvalitetskrav til miljøfarlige forurenende stoffer for overfladevand, som er indlandsvand.

¹ I praksis omfatter bekendtgørelse 1625/2017 dog for grundvands vedkommende pt. kun konkrete EU-fastsatte miljøkvalitetskrav til nitrat og aktive stoffer i pesticider, herunder deres relevante omdannelses-, nedbrydnings- og reaktionsprodukter).

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
Inert stof	Et stof, der ikke forventes at interagere med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption). NB: Ikke at forveksle med <i>inert affald</i> , som specifikt er defineret i BEK 1049/2013, § 3, 23.
IO	Indvindingsopland (for grundvand).
Isotrop	Opbygningen er ens i alle retninger, og de fysiske egenskaber er uafhængige af retningen.
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 (0 anvendes som default-værdi, hvor ingen data findes), 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 – 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 siver ud 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.
Kildestyrkemængden	Volumenet af det udsivende perkolat over en vis tid.
Kravværdier for grundvand (KvG)	Fællesbetegnelse for grundvandskvalitetskrav (GVK), grundvandskvalitetskriterier (GVKr) samt drikkevandskvalitetskrav (DVK).
Kvalitetskrav	Fællesbetegnelse for miljøkvalitetskrav til overfladevand, sediment og biota, grundvandskvalitetskrav samt drikkevandskvalitetskrav.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
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 nu er nedlagt eller nedlukket). Se også "nedlagt losseplads", "nedlukket kontrolleret losseplads" og "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.
Miljøkvalitetskrav	Den koncentration af et forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet (Miljø- og fødevareministeriet, Lov om vandplanlægning, nr. 126 af 26.01.2017).
Miljømål	De mål, der er fastlagt i medfør af loven om vandplanlægning (Miljø- og fødevareministeriet, Lov om vandplanlægning, nr. 126 af 26.01.2017), med henblik på at sikre og forebygge, at tilstanden i vandområdedistrikternes enkelte overfladevandområder og grundvandsforekomster ikke forringes, og at vandmiljøets tilstand forbedres.
Modelstof	Et kemisk stof, som kan indgå i risikoberegningerne i stedet for et andet stof eller en samleparameter for flere stoffer.
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

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
	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 perkolatopsamlingssystemer, 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 slutfærdiges, terrænreguleres og beplantes mv., og efterbehandlingsperioden starter.
OD	Områder med Drikkevandsinteresser – hvor grundvandet skal beskyttes mod forurenende aktiviteter.
Opfyldningsperiode	Den periode, hvor der deponeres/er blevet deponeret affald på en deponeringsenhed eller en losseplads. Opfyldningsperioden indgår modelmæssigt i estimeringen af L/S og stofkoncentrationen i perkolatet ved afslutningen af perioden/starten af efterbehandlingsperioden (og dermed også i efterfølgende beregninger af L/S og udvasket stofmængde). På grund af variationerne mellem tilførsel af affald og perkolatdannelse i opfyldningsperioden bør disse data ikke anvendes direkte til estimering af miljøpåvirkningen ved eventuel perkolatudsivning i selve opfyldningsperioden.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
OSD	Områder med Særlige Drikkevandsinteresser – hvor grundvandet i særlig grad skal beskyttes mod forurenende aktiviteter, og grundvandsbeskyttende foranstaltninger skal fremmes.
Overgangsfase	Overgangsfasen er sidste del af efterbehandlingsperioden på en losseplads eller et deponeringsanlæg, hvor det skal sikres, at den aktuelle og fremtidige miljøbelastning fra det dannede perkolat vil være acceptabel i omgivelserne. Dette er en fase, som ikke er defineret i BEK 1049/2013.
Oxyanion	Negativt ladet forbindelse (ion) mellem et metal/metalloid og ilt, f.eks. arsenat AsO_4^{3-} og 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 anvendes. Det vil sige, at der ikke længere sker en opsamling og behandling af det dannede perkolat, som kan og vil udsive til omgivelserne. I passiv tilstand monitoreres perkolat, grundvand og overfladevand heller ikke længere. Når tilsynsmyndigheden i henhold til BEK 1049/2013 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. Udsivningsmængden kan udgøre en del af eller hele perkolatproduktionen.
POC	Point Of Compliance - sammenligningspunkt nedstrøms for en deponeringsenhed eller et depone-

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
	ringsanlæg, hvor der stilles krav til miljøpåvirkningen. I en stedsspecifik risikovurdering kan der være flere sammenligningspunkter (POC'er).
Porøsitet	Porøsitet er et mål for forholdet mellem et materials samlede porerumfang og materialets totale rumfang.
Reaktivt stof	Et stof, der forventes at reagere i eller med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption).
Retardationsfaktor, R_f	Udtryk for stoftilbageholdelse, som anvendes som input til GrundRisk Landfill. R_f kan beregnes ud fra K_d ved hjælp af følgende ligning: $R_f = 1 + (p_b \cdot K_d) / \epsilon$, hvor p_b er jordens bruttovolumenvægt (kg/L), og hvor ϵ er i mættet zone jordens effektive vandfyldte porøsitet. I umættet zone anvendes jordens vandindhold (enhedsløs) og K_d er stoffets distributionskoefficient i det givne sediment (L/kg), se mere ovenfor i ordlisten.
Tærskelværdi	Tærskelværdier fastsættes for alle forurenende stoffer, grupper af forurenende stoffer og forureningsindikatorer, der som resultat af basisanalysen karakteriserer eller bidrager til at karakterisere grundvandsforekomster eller grupper af grundvandsforekomster som værende i risiko for ikke at kunne opnå god kemisk grundvandstilstand.
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 fastsatte kravværdier for overfladevand og grundvand for det berørte vandområde, kan godkendelsesmyndighedens krav til deponeringsanlæggets eller deponeringsenhedens membransystem reduceres yderligere eller helt bortfalde (BEK 1049/2013).

1. Sammenfatning og konklusion

Denne rapport indeholder et beregningseksempel for vurdering af risikoen for påvirkning af det terrænnære grundvand og Skanderborg Sø med miljøfarlige forurenende stoffer og næringsstoffer, som følge af udsivning af perkolat fra Reno Syd I/S deponeringsanlæg, Skårup Losseplads.

Beregninger og vurderinger for Reno Syd I/S deponeringsanlæg, Skårup Losseplads (fremover benævnt Skårup) er udført under antagelse af, at efterbehandlingstidens længde er 30 år. Resultaterne viser, hvordan deponeringsanlæggets etaper kan forventes at påvirke receptorerne (det terrænnære grundvand og Skanderborg Sø) fra det år, hvor der første gang er sket udsivning af perkolat til grundvandet og de efterfølgende 500 år. Det vurderes, om deponeringsanlæggets bidrag til receptorerne kan forventes at overholde gældende kvalitetskrav under forudsætning af, at deponeringsanlægget er den eneste kilde til påvirkningen. Belastningen fra deponeringsanlægget skal imidlertid i sidste ende vurderes i relation til den samlede belastning fra alle kilder, der påvirker de to receptorer. Denne vurdering indgår ikke som en del af eksemplet.

Der foretages en beregning af udsivningen af næringsstoffer med henblik på vurdering i forhold til opfyldelse af de miljømål, der er opstillet i Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn /8/.

Resultaterne af vurderingerne udgør en del af en samlet risikovurdering i forhold til udsivningen af perkolat fra anlægget, der ud over vurderingen af risiko for påvirkning med næringsstoffer og miljøfarlige forurenende stoffer i vandfasen også omfatter vurdering af opfyldelse af miljøkvalitetskrav for sediment og biota. I en samlet risikovurdering indgår desuden risiko for påvirkninger i forhold til Natura 2000 og Bilag IV-arter. Disse vurderinger er ikke gennemført i nærværende eksempel.

1.1 Opstilling af model for Skårup

1.1.1 Beregningsenheder

Skårup består af 6 deponeringsenheder samt et flyveaske- og slaggedepot og et asbestdepot. I forbindelse med gennemførelsen af risikovurderingen er anlægget delt op i 3 beregningsenheder, svarende til beregningsenhed 1 (etape 1-4 - blandet affald – nedlukkede enheder med lermembran og perkolatopsamling), beregningsenhed 2 (etape 5 – blandet affald – nedlukkede enheder med lermembran og perkolatopsamling) og beregningsenhed 3 (etape 6 – blandet affald – idriftværende enhed med PE- og lermembran og perkolatopsamling) se FIGUR 1.1 og FIGUR 1.2.



FIGUR 1.1. Uddrag af FIGUR 5.1 der viser opdeling af deponeringsanlægget i etaper med markering af, hvilke etaper der tilhører samme beregningsenhed (gul, orange og blå).

1.1.2 Geologisk og hydrogeologisk model

De geologiske og hydrogeologiske forhold ved Skårup er forholdsvis komplicerede. Det er i nærværende beregningseksempel valgt at opstille en forenklet geologisk model, således at GrundRisk Landfill kan anvendes til bestemmelse af stoftransport i umættet og mættet zone ud fra en vurdering af, at modellen vil være mere konservativ end en mere avanceret geologisk model, som vil kræve anvendelse af en numerisk beregningsmodel. I en mere avanceret geologisk model vil udsivningen af perkolat sandsynligvis blive opdelt i flere strømningskanaler, og spredningsvejene og opblandingsforholdene vil være mere gunstige og give anledning til lavere koncentrationer i grundvandsfanen. Den forsimplede model omfatter bl.a., at beregningsenhederne placeres i samme strømningskanal, med beregningsenhed 3 opstrøms, beregningsenhed 2 i midten og beregningsenhed 1 nedstrøms de to andre beregningsenheder jf. FIGUR 1.2.

Kompleksiteten af de geologiske og hydrogeologiske forhold omkring Skårup kan give anledning til, at det bør overvejes, om den analytiske model GrundRisk Landfill bliver for forsimplet og dermed konservativ, og om der i stedet skal opstilles en numerisk model. Dette vil dog formentlig kræve en bedre forståelse af geologien og hydrologien, end hvad der foreligger på nuværende tidspunkt.



FIGUR 1.2. Kopi af FIGUR 5.2. Illustration af hvordan beregningsenhederne (benævnt unit på figuren) konceptuelt lægges i forlængelse af hinanden langs strømningsretningen og med den reelle afstand til vandkanten

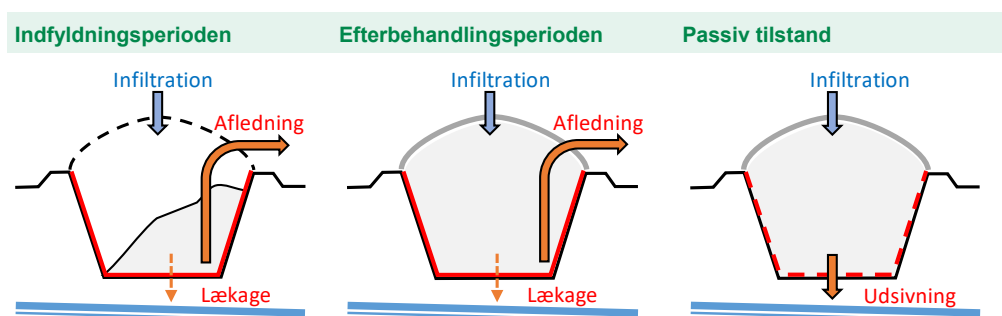
1.1.3 Vandbalancer

For hver beregningsenhed er der opstillet vandbalancer for henholdsvis opfyldningsperioden, efterbehandlingsperioden og for den passive tilstand. I forhold til vandbalancerne kan beregningsenhederne opdeles i to typer enheder; enheder, hvor der ikke sker nedsivning under opfyldning og efterbehandling, idet perkolatet opsamles og bortpumpes (enheder med membran) samt enheder, hvor der sker nedsivning til grundvandet (enheder uden membran, eller med membran, men hvor perkolatet nedsives).

De vandstrømme, der er vurderet at være relevante at inddrage i vandbalancerne, er vist i TABEL 1.1 og omfatter:

- Infiltration af nedbør til affaldet (i alle tre perioder)
- Perkolat afledt til rensning (i opfyldnings-, og efterbehandlingsperioden)
- Udsivning/nedsivning gennem bunden og eventuelt i siden (i passiv tilstand)
- Lækage gennem membran.

TABEL 1.1. Vandstrømme som indgår i vurderingerne for beregningsenhederne.



1.1.4 Stedsspecifik tilpasning af stoflisten

Som udgangspunkt er der i metodikken opstillet forskellige basisstoflister for forskellige affaldsklasser (Inert affald, mineralsk affald, blandet affald og farligt affald). For Skårup er det kun basisstoflisten for blandet affald, der er relevant, da alle beregningsenheder indeholder blandet affald. De tilgængelige perkolatdata fra anlæggets monitoringsprogram er gennemgået med henblik på eventuelt at tilføje stoffer til listen, som forekommer i perkolatet i betydelige koncentrationer, eller at fjerne stoffer fra listen, hvor koncentrationerne har vist sig at være meget lave (hvor de er mindre end 5 gange kvalitetskravene). Modelparametre til kildestyrkemodellen (C_0 -værdier) bestemmes for de enkelte beregningsenheder. Endelig skal det vurderes, om der for receptor er særlige krav til udvalgte stoffer, som også bør tilføjes stoflisten. Alle de stoffer der indgår i vurderingen, og disses stoffers vigtigste parametre fremgår af tabellen i bilag 3.

Gennemgangen af de tilgængelige analyser af perkolatet viste, at der ikke foreligger analysedata for alle de stoffer, der er på basisstoflisten, se TABEL 8.2. Det må anbefales, at monitoringsprogrammet fremadrettet omfatter alle stoffer, der er opført på den stedsspecifikke stofliste. Som en indledende risikovurdering kan man for disse stoffer dog anvende default-værdier for C_0 , som er baseret på danske erfaringsdata (se tabel 5.3 i /A/ Miljøstyrelsen (2018a)). De anvendte default-værdier for C_0 bør efterfølgende bekræftes ved at inddrage stofferne i monitoringsprogrammet for perkolatet.

I TABEL 1.2 er anført de stoffer fra bruttostoflisten, hvor $K_d < 15$, og de estimerede C_0 -værdier er større end 5 gange miljøkvalitetskravet for indlandsvand (ILVK) og/eller 5 gange de opstillede kravværdier for grundvand (KvG). Kravværdierne for grundvand omfatter i nærværende beregningseksempel de EU-fastsatte grundvandskvalitetskrav, grundvandskvalitetskriterierne fastsat for forurenede grunde og drikkevandskravene. I kapitel 4.5.3 er givet en uddybende redegørelse for fastlæggelse af kvalitetskravene for grundvand.

TABEL 1.2. – Uddrag af TABEL 5.6. Tabellen indeholder C_0 -værdierne for beregningsenhederne, samt kappa-værdier og K_d -værdi jf. afsnit 5.4.5. Værdier med rødt angiver, at det er default-værdi, som anvendes i mangel af en værdi baseret på analyser af perkolatet. Stoffer angivet med **fed** er stoffer fra basisstoflisten, mens øvrige stoffer er stedsspecifikke stoffer tilføjet på baggrund af analyser af perkolatet.

Stof	C_0 (µg/l)	Kappa (kg/l)	K_d (l/kg)	ILVK (µg/l)	KvG (µg/l)	NA ILVK gange	NA KvG gange
Total-N	322.500	1,08	-	i.r.	50	i.r.	6450
Barium	240	0,15	14	19	700	12,3	0,34
Bisfenol A	22	F.I	0,5	0,1	i.KK	220	i.KK
Bor	6.900	F.I	-	94*	300	73,4	23
Cobolt	8,1	F.I	-	0,28*	5	28,9	<5
Fenol	13	3,4	0,0048	7,7	0,5'''	<5	26
Jern (opløst)	236.100	1,63	-	i.KK	200	i.KK	1.181
Klorid	2.223.000	0,57	0	i.KK	250.000	i.KK	8,89
Mangan	14.160	F.I	0	150	50	94,4	283
Natrium	1.112.400	F.I	-	i.KK	175.000	i.KK	6,36
Nonylfenol	1,3	F.I	2,2	0,3	20	4,33	<5
Selen	1,61	0,38	5	0,1*	10	16,1	<5
Sølv	1	F.I	-	0,017	i.KK	58,8	i.r.
2-methylfenol	3,8	F.I	-	13,1***	0,5'''	<5	7,6
4-methylfenol	14,64	F.I	-	13,1***	0,5'''	<5	29,3
Xylenoler	6,3	F.I	-	13,1***	0,5'''	<5	12,6

*	Kvalitetskravet for denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration
***	Gælder for summen af xyleneoler og cresole (methylenoler).
'''	Gælder summen af fenoler
E.L	Der findes ingen default-værdi for kappa for det pågældende stof. I kildestyrkeberegningerne sættes kappa=0
I.KK	Intet kvalitetskrav
i.r.	ikke relevant

1.1.5 Udpegning af relevante receptorer

Det vurderes, at der er to receptorer dels grundvandet nedstrøms Skårup dels Skanderborg Sø. Det primære grundvand i området er udpeget som område med drikkevandsinteresse (OD). Området er desuden udpeget som regional grundvandsforekomst i Vandområdeplanen. Det grundvand, der risikovurderes i forhold til udsivningen fra Skårup er et sekundært lokalt magasin med yderst begrænset grundvandsstrømning, og ikke udpeget som grundvandsforekomst i vandområdeplanerne. Da der er risiko for, at magasinet føder det primære magasin, er der udpeget et POC i grundvand 100 m nedstrøms deponeringsanlægget.

De nærliggende vandløb vurderes at være beliggende opstrøms eller sidestrøms for Skårup, og de vurderes hovedsageligt at fødes af tilstrømmende overfladevand. Vandløbene vurderes derfor ikke at blive påvirket af udsivning fra Skårup.

1.2 Beregning

1.2.1 Kildestyrken

I metodikken indgår en estimering af kildestyrken som funktion af tiden. Kildestyrken udgøres af hhv. en stoffkoncentration i perkolatet og den udledte perkolatmængde som funktion af tiden. Stoffkoncentrationen i perkolatet modelleres som funktion af L/S-forholdet i kildestyrkemodellen, /B1/ Miljøstyrelsen (2018b). Til det formål skal modellen have oplyst C_0 -værdier for de stoffer, som skal indgå i vurderingen samt en kappa-værdi for hvert enkelt stof.

Værdien af C_0 bestemmes som den maksimale koncentration, der er registreret i perkolatet ved periodisk monitoring eller på baggrund af informationer fra den grundlæggende karakterisering.

L/S-forholdet angiver den akkumulerede vandmængde (L), der er sivet gennem affaldet delt med den deponerede affaldsmængde (S). For enheder i enten efterbehandling eller passiv tilstand vil affaldsmængden (S) være konstant over tid, mens den akkumulerede vandmængde (L) er stigende over tid.

For enheder under opfyldning vil de forskellige dele af affaldet have meget varierende L/S-forhold – nydeponeret affald vil have meget lave L/S-forhold, mens tidligere deponeret affald vil have højere L/S-forhold. Beregning af L/S-værdier for enheder under opfyldning er derfor vanskelig og ofte ikke mulig. I kildestyrkemodellen er det valgt, at L/S-forholdet for enheder under opfyldning er $L / (1/2S) = 2L/S$. Hvor S, som ovenfor nævnt, er den samlede affaldsmængde, der deponeres på enheden og dermed konstant. Hvis affaldsmængden tilføres forholdsvist jævnt, vil $1/2S$ svare til den gennemsnitlige affaldsmængde over opfyldningsperioden.

En gennemgang af de tilgængelige perkolatdata for Skårup har afdækket, at for ingen af de eksisterende enheder kan der opstilles L/S-værdier. Perkolatmængder registreres samlet for

alle enheder. Det er derfor nødvendigt at estimere perkolatmængden fra hver beregningsenhed ved forholdsregning ud fra enhedernes areal, dvs. den samlede perkolatmængde fordeles i forhold til beregningsenhedens overfladeareal.

Den stoffs specifikke kappa-værdi er en udvaskningskonstant, der beskriver, hvordan udvaskningen af stoffet aftager over tid. Denne værdi kan bestemmes ud fra sammenhørende målinger af stofkoncentrationer i perkolatet og L/S-forholdet. For ingen af de tre beregningsenheder er det pga. manglende måling af afledte perkolatmængder på enhedsniveau muligt at bestemme disse sammenhørende værdier, hvorfor grundlaget for at bestemme stedsspecifikke kappa-værdier ikke er til stede. Kildestyrkebestemmelsen baseres derfor på anvendelse af default-værdier for kappa.

1.2.2 Stoftransport i jord og grundvand

I beregningseksemplet er det valgt at anvende GrundRisk Landfill til bestemmelse af stoftransport i umættet og mættet zone. På grund af en forholdsvis kompliceret geologi, og hydrogeologi, er det dog nødvendigt at simplificere grundvandsmodelopsætningen, som nærmere beskrevet i kapitel 4.4.

Inddata til transportmodellen indtastes i et skærmbillede, som vist i FIGUR 1.3, og omfatter ud over kildestyrken som funktion af tiden og geometrien af de enkelte beregningsenheder, også data om de hydrogeologiske forhold i jord og grundvand. Disse data er tidligere blevet estimeret for anlægget i forbindelse med en risikovurdering udarbejdet i anden sammenhæng og omfatter:

- Grundvandshastigheden, estimeret på basis af potentialeforhold og tidligere fundne permeabiliteter for anlægget.
- Tykkelsen af akviferen, hvor grundvandsstrømningen sker.
- Akviferens porøsitet.
- Dispersivitet både langsgående, tværgående og horisontalt.

Øvrige væsentlige parametre til modellen er:

- Afstanden fra deponeringsanlægget til receptor, som er skønnet på basis af de geometriske forhold og strømningsforholdene for grundvandet i området (POC).
- Afstanden fra bund af beregningsenhederne til grundvandsspejlet.
- Stofrelaterede konstanter; Kd-værdier og evt. nedbrydningskonstanter for de enkelte stoffer, både i umættet og i mættet zone er fundet ved hjælp af stofdatabasen i JAGG 2.1 /22/ (ligger som et skjult og skrivebeskyttet faneblad i JAGG 2.1).

The screenshot shows the 'Affald_A_multiple' window in the GrundRisk Landfill software. It contains several sections for data entry:

- Source inputs:**
 - Number of units: 3
 - Source length (Lx1; Lx2; etc.): 300; 101; 105 [m]
 - Source width (Ly1; Ly2; etc.): 191; 113; 135 [m]
 - Vertical distance to aquifer (z1; z2; etc.): 1; 1; 1 [m]
 - Point of compliance: 100; 378; 436 [m]
 - Buttons: '<< Back to the main menu', 'Load model inputs', 'Load the input time series'
 - Time series file: C:\Users\tvb\OneDrive - COWI\Documents\11 risikovurdering lossepladser\Skaarup\Kildestyrke\12-025 Out_Skaarup_Mangan_KD-0_100m.txt
 - Plume overlap: Plume 1 (1,2,3), Plume 2 (None), Plume 3 (None), Plume 4, Plume 5, Plume 6.
- Vertical transport parameters:**
 - Retardation factor: 1 [-]
 - First order degradation rate: 0 [1/day]
 - Water content: 0.18 [-]
- Horizontal transport parameters:**
 - Thickness of the aquifer: 4 [m]
 - Groundwater velocity: 63/365 [m/day]
 - First order degradation rate: 0 [1/day]
 - Porosity: 0.35 [-]
 - Longitudinal dispersivity: 0.394 [m]
 - Transversal dispersivity: 0.00394 [m]
 - Vertical dispersivity: 0.00197 [m]
 - Recharge: 0.3/365 [m/day]
 - Retardation factor: 1 [-]
- Save all the inputs (optional):**
 - File name: Inputs_ Skaarup_Mangan_025_KD-0_100m
 - Buttons: 'Save', 'RUN'
- Outputs:**
 - Output file name: Out_ Skaarup_Mangan_025_KD-0_100m .txt

FIGUR 1.3. Et eksempel på skærbillede til indtastning af data i GrundRisk Landfill. Skærbilledet er for risikovurdering af tre enheder, hvor bunden af affaldscellen er beliggende over grundvandsspejlet (Type A – multiple)

1.2.3 Receptor

Det vurderes, at der er to receptorer og dermed også to sammenligningspunkter (POC'er), et i grundvandet 100 m nedstrøms Skårup, og desuden Skanderborg Sø, der ligger 800 m nedstrøms Skårup.

Med udgangspunkt i Miljøstyrelsens arbejder omkring Jordforureningers påvirkning af overfladevand /3/ (Miljøstyrelsen, 2015) er der opstillet værktøjer til vurdering af fortyndingen i overfladevandet, herunder søer. I kapitel 6.3 er foretaget en beskrivelse af beregningsgrundlaget, hvoraf det fremgår, at beregningen af fortyndingen til overfladevandet foretages ud fra stoffluxen i grundvandet og en fortyndingsfaktor mellem grundvandet og overfladevandet (Skanderborg Sø).

1.3 Resultater og vurdering

Der er gennemført en beregningsmæssig risikovurdering med de tilgængelige data for de stoffer, hvor der samtidigt er fastsat et kvalitetskrav i minimum en af de to receptorer (grundvand og Skanderborg Sø). Stofferne er anført i TABEL 5.6, og i TABEL 1.2 i kapitel 1.1.4.

Der også udført beregninger for næringsstofferne kvælstof og fosfor.

De gennemførte beregninger er baseret på følgende grundlag:

- Kildestyrkeberegningerne under anvendelse af kildestyrkemodellen
- Anvendelse af default data til estimering af kildestyrken (kappa-værdier).
- Vurderet C₀-værdi ud fra målte stofkoncentrationer i perkolatet. For enkelte stoffer er anvendt default data, da målte værdier ikke foreligger.
- Beregnet L/S-forhold baseret på registrerede mængder af bortpumpet perkolat for det samlede deponeringsanlæg.
- Stoftransportberegninger udført med GrundRisk Landfill.
- Litteraturværdier for stoftilbageholdelse i form af kd-værdier eller logK_{ow} og antagelse af organisk indhold f_{oc} i akviferen.
- Litteraturværdier for nedbrydningskonstanter.
- Vurdering af grundvandets hastighed ud fra potentialekort og litteraturværdier for permeabilitet i akviferen.
- Antagelser om en mere simplificeret geologi og hydrogeologi.
- Fortyndingsberegninger udført på baggrund af stoffluxen.
- Antagelse om standard fortynding på 10 gange ved en opblandingszone på 50 m.

De forhold, der er specielt kritiske for at opnå en retvisende risikovurdering, er anvendelsen af default kappa-værdier, samt default C₀-værdier for de stoffer, hvor der ikke foreligger perkolat-analyser. Disse værdier bør derfor eftervises på baggrund af målinger af stofkoncentrationer i perkolat og perkolatmængder på deponeringsenhedsniveau. Derudover er antagelsen om den simplificerede geologi og hydrogeologi er i det konkrete eksempel medvirkende til at vurderingen bliver konservativ og dermed mindre retvisende.

Resultaterne af de gennemførte beregninger viser, at for en række stoffer vil den resulterende stofkoncentration i ét eller begge POC'er (hvh. i grundvandet 100 m nedstrøms og Skanderborg Sø) overstige kvalitetskravene på et tidspunkt inden for en tidshorisont på 500 år.

TABEL 1.3. – Sammenfatning af tabellerne TABEL 7.1, TABEL 7.2

Resultat af de udførte beregninger, for henholdsvis POC i grundvand og POC i Skanderborg Sø. I tabellen er anført den maksimale koncentration i grundvandet 100 m nedstrøms lokaliteten (C'_{max,GV}) som er sammenholdt med kravværdierne for grundvand (KvG). For POC i Skanderborg Sø er anført den maksimale koncentration i grundvandet lige inden udsivning til søen (C'_{max,OV}), den maksimale koncentration i blandingszonen (C_{res}), miljøkvalitetskrav for overfladevand (ILVK), og hvor mange gange kvalitetskravene overskrides. Stoffer skrevet med **fød** forekommer på basisstofflisten, og for stoffer skrevet med rød er der anvendt default-værdi for C₀.

Stof	Kappa	POC i grundvand (100 m)			POC i Skanderborg Sø			
		C' _{max,GV} (µg/l)	KvG (µg/l)	Overskridelse af KvG	C' _{max,OV} (µg/l)	C _{res} (µg/l)	ILVK	Overskridelse af ILVK ud fra C _{res}
Barium	0,15	31	700	Nej	0	0	19	Nej
Bisfenol A	F.I	1,3·10 ⁻⁶	i.KK	i.KK	0	0	0,1	Nej
Bor	F.I	6.900	300	23	6.900	4.665	94b	50
Cobolt	F.I	8,1	5	1,62	8,1	5	0,28	18
Fenol	3,4	<0,001	0,5	Nej	0	0	7,7	Nej
Jern (opløst)	1,63	18.200	200	91	17.092	6.183	i.KK	i.KK
Klorid	0,57	1.035.000	250.000	4,14	868.267	351.000	i.KK	i.KK
Mangan	F.I	14.160	50	283	14.160	9.545	150 ^o	64
Natrium	F.I	517.900	175.000	3	434.469	175.000	i.KK	i.KK

Stof	Kappa	POC i grundvand (100 m)			POC i Skanderborg Sø			
		C _{max,GV} (µg/l)	KvG (µg/l)	Overskridelse af KvG	C _{max,OV} (µg/l)	C _{rec} (µg/l)	ILVK	Overskridelse af ILVK ud fra C _{res}
Nonylphenol	F.I	1,3	20	Nej	1,3	0,95	0,3	3,2
Selen	0,38	0,56	10	Nej	0,26	0,14	0,1	1,4
Sølv	F.I	0,0025	10	Nej	0,0025	0,0019	0,017	Nej
2-methylphenol	F.I	3,8	0,5	7,6	3,8	2,6	i.KK	i.KK
4-methylphenol	F.I	14,6	0,5	29,2	14,6	9,86	i.KK	i.KK
Xylenoler #	F.I	6,3	0,5	12,6	6,3	4,24	13,1	Nej
Total-N	1,08	45.400	50	908	4.2711	16.426	i.r.	i.KK
Total-P	F.I	1.300	I.r	I.r.	1.300	877	i.r.	i.KK

b Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration. jf. bekendtgørelse 1625 /6/.

Miljøkvalitetskravet for xylenoler/dimethylphenol (sum af 6 isomerer af dimethylphenol). Kravværdien for grundvand for xylenoler er generelt fenolkraft til drikkevand

I.KK Der er ingen kravværdi for stoffet i grundvand

Nej Den beregnede koncentration er lavere end kvalitetskravet

i.r. Ikke relevant

F.I Findes ikke

For barium, bisfenol A (hvor der ikke er fastsat et KvG) og fenol er der ikke beregnet overskridelser af kvalitetskravene i hverken grundvand eller overfladevand. Bisfenol A er beregnet med en default C₀-værdi.

For tre stoffer bor, cobolt og mangan er der beregnet overskridelser for både grundvand og overfladevand. Det skal bemærkes, at for bor er beregningerne udført på baggrund af default-værdier for C₀.

For øvrige stoffer er der beregnet en overskridelse af et af kvalitetskravene.

For ovennævnte resultat gælder det at:

- For ni af de tretten stoffer, der overskrider kvalitetskravene, er beregningerne gennemført med en kappa-værdi lig 0, hvilket betyder, at beregningerne er gennemført med en konstant kildestyrke.
- For to af de stoffer, der overskrider kvalitetskravene (bor og nonylphenol), er beregningerne gennemført med en default-værdi, for C₀. Disse stoffer bør indgå i monitoreringen af koncentrationerne i perkolatet, så C₀-værdier kan fastlægges for disse stoffer.
- Påvirkningen fra andre kilder, er ikke medtaget
- Der er ikke taget hensyn til den naturlige baggrundskoncentration for stoffer, som forekommer naturligt i overfladevand og grundvandet.

Der er gennemført beregninger for næringssaltene kvælstof og fosfor efter de samme principper som for de miljøfarlige forurenende stoffer. For kvælstof er beregningerne udført som ammonium, og for fosfor er beregningerne udført under antagelse af at det er en anion. Dette er en konservativ måde at udføre beregningerne på, idet der ikke er medtaget f.eks. redoxforhold, mineralisering og immobilisering af ammonium og fosfat.

For fosfat viser beregningerne, at udsivningen fra deponeringsanlægget kun giver et mindre bidrag til Skanderborg Sø svarende til 1-1,5 % af den samlede tilførsel af fosfat til søen. For

kvælstof viser beregningerne, at kravværdien i grundvandet ikke kan overholdes. I Vandområdeplanen 2015-2021 er der ikke fastsat miljømål for kvælstof i Skanderborg Sø. Bidraget med kvælstof til søen fra Skårup Losseplads er yderst beskedent (ca. 2 promille af den samlede kvælstofbelastning i 2001 /11/ (By og landskabsstyrelsen, 2001).

Stoffer, hvor der ikke er grundlag for en beregningsmæssig risikovurdering

Det har ikke været muligt at gennemføre en beregningsmæssig vurdering af alle stoffer, som er opført på den stedsspecifikke stofliste (se TABEL 1.4). Det skyldes, at der ikke foreligger anvendelige C_0 -værdier, hverken i form af perkولاتanalyser eller default-værdier.

TABEL 1.4. Stoffer på basisstoflisten, hvor der ikke kan estimeres en C_0 -værdi, idet der ikke foreligger stofkoncentrationer i perkolatet eller default-værdier

Stof	Kd (l/kg)	Max C_0 (µg/l)	ILVK (µg/l)	KvG
Atrazin	0,058	ingen værdi	0,6	0,1
Klorfenoler*	0,22	ingen værdi	3,4	0,1
MCCP	0,0002	ingen værdi	1,8	0,1

*Kvalitetskravet er for modelstoffet 2,6 diklorfenol

Alle tre stoffer er på basisstoflisten for blandet affald. Alle tre stoffer regnes for mobile, og der er fastsat kvalitetskrav ved POC for alle tre stoffer.

1.4 anbefalinger

Det anbefales, at monitoringsprogrammet, som anvendes ved rutinemæssig kontrol af perkolatet, fremadrettet omfatter alle de stoffer, som findes på basisstoflisten for blandet affald inkl. de tre stoffer nævnt ovenfor, hvor der ikke kan fastlægges en C_0 -værdi, samt de tre stoffer, hvor det har været nødvendigt at anvende default-værdier for C_0 . Formålet hermed vil være at skabe grundlaget for at kunne gennemføre en risikovurdering, hvori stedsspecifikke stofdata indgår.

Det anbefales også, at der iværksættes tiltag til bedre fastlæggelse af L/S forholdet, således, at der kan fastlægges kappa-værdier for alle stoffer, der indgår i den stedsspecifikke stofliste.

Yderligere anbefales det, at der iværksættes tiltag til at forbedre viden om de hydrogeologiske forhold, herunder størrelsen af den umættede zone under deponeringsenhederne. Formålet er at få et mindre konservativt /mere realistisk billede af deponeringsanlæggets fremtidige påvirkning af grundvand og overfladevand.

2. Indledning

Dette notat indeholder et eksempel på, hvordan en risikovurdering af overfladevand ved deponering af affald kan gennemføres ved anvendelse af en metodik udviklet af Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet. Eksemplet er gennemført alene med det formål at demonstrere anvendelsen af de beregningsværktøjer, som er udviklet. Resultaterne udgør en væsentlig del af en risikovurdering ved deponering af affald.

Anvendelse af metodikken er beskrevet i "Anvendelse af metodik for risikovurdering ved deponering af affald" /F/ (Miljøstyrelsen, 2019).

2.1 Formålet med at gennemføre en risikovurdering

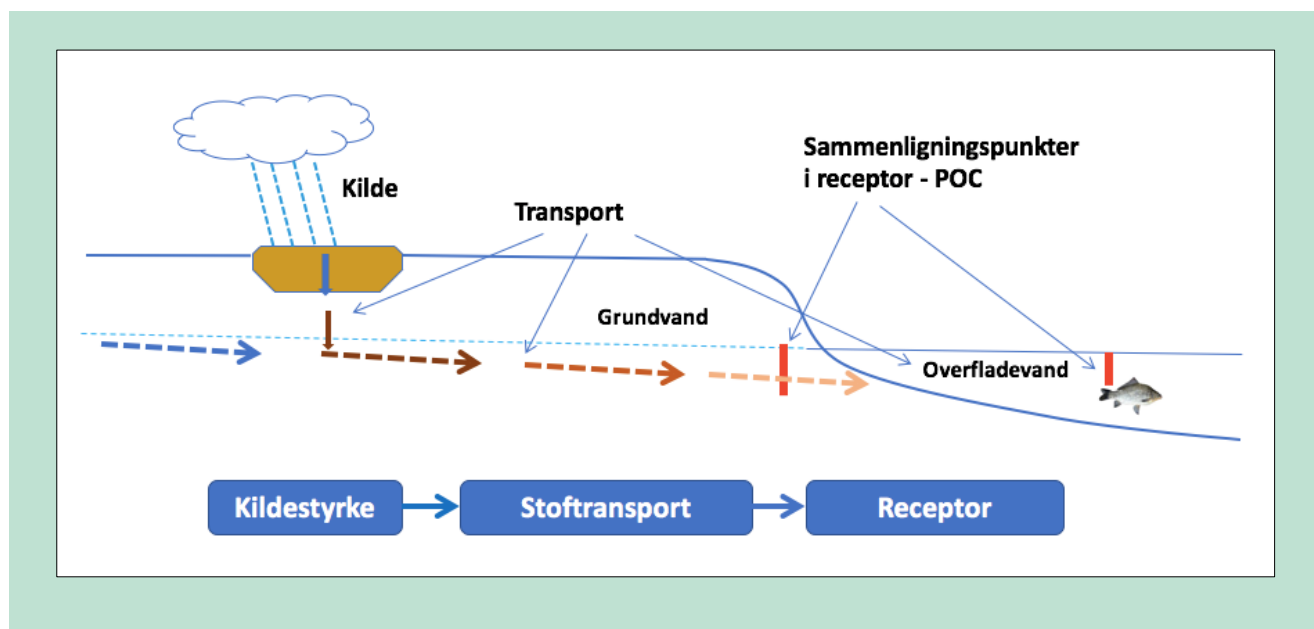
Nærværende risikovurdering omfatter Reno Syd I/S' deponeringsanlæg, Skårup Losseplads (fremover blot benævnt Skårup), som er et ikke-kystnært deponeringsanlæg. Deponeringsanlægget består af flere nedlukkede enheder (enhed 1-5) samt en igangværende enhed (enhed 6). Af hensyn til omfanget af risikovurderingen, er der i denne vurdering ikke taget hensyn til eventuelle nye deponeringsenheder. Det antages, at deponeringsenhederne, både de nedlukkede og enheden under opfyldning, vil have en efterbehandlingstid på 30 år.

Formålet med denne risikovurdering at undersøge, hvorvidt det med anvendelse af stedsspecifikke data kan forventes, at belastningen med næringsstoffer er acceptabel og kvalitetskravene til miljøfarlige forurenende stoffer i receptorerne – grundvandet og Skanderborg Sø – vil kunne overholdes ved overgang til passiv tilstand efter 30 års efterbehandling, samt om deponering af blandet affald på lokaliteten udgør en uacceptabel risiko for påvirkning af receptorerne under de nuværende forhold.

Vurderingen omfatter ikke vurdering af påvirkning af sediment og biota, Natura 2000 og Bilag IV-arter, ligesom der ikke medtages andre kilder der måtte befinde sig i området, og som vil kunne give anledning til påvirkning med de samme stoffer.

3. Principper

Nærværende miljørisikovurdering er gennemført på basis af retningslinjerne angivet i "Anvendelse af metodik for risikovurdering ved deponering af affald" /F/ (Miljøstyrelsen, 2019). Metodikken er konceptuelt vist i FIGUR 3.1.



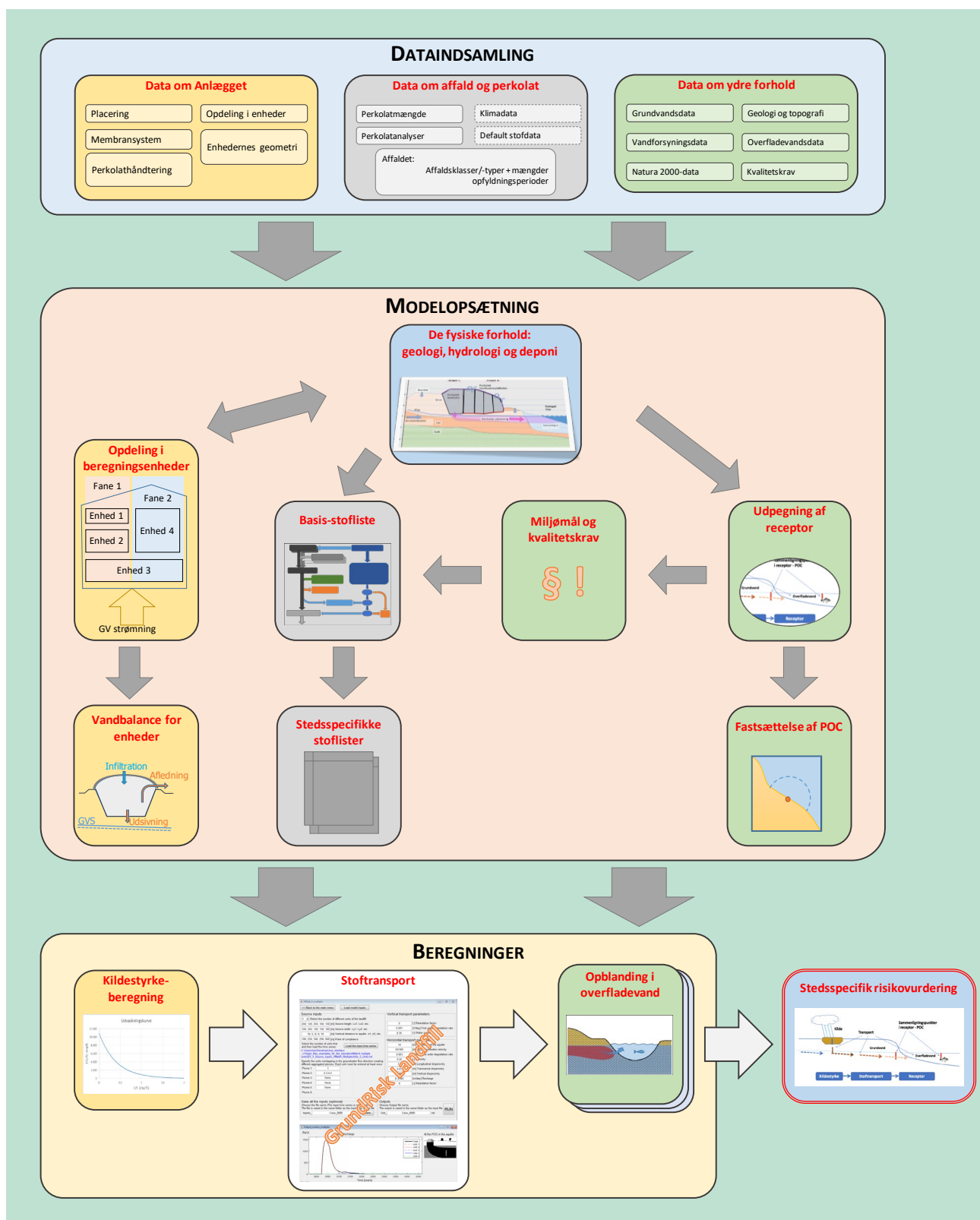
FIGUR 3.1. Overordnet konceptuel model for metodik for risiko ved deponering af affald i forhold til grundvand og overfladevand Miljøstyrelsen (2018a)

Metodikken omfatter følgende moduler som illustreret i FIGUR 3.1:

- Estimering af stoffrigivelse fra kilden som funktion af tiden
- Estimering af transport af de miljøfarlige forurenende stoffer og næringsstoffer i umættet zone under deponeringsanlægget, samt stoftransport i grundvandszonen
- Udsivning, opblanding og vurdering af påvirkning af de miljøfarlige forurenende stoffer og næringsstoffer fra deponeringsanlægget via grundvandet ud i overfladevandsreceptor

Der er udviklet en række værktøjer til brug for risikovurderingerne i hvert modul.

Opsætning og anvendelse af risikovurderingsværktøjet er illustreret i FIGUR 3.2 og i detaljer beskrevet i "Anvendelse af metodik for risikovurdering ved deponering af affald" /F/ (Miljøstyrelsen, 2019).



FIGUR 3.2. Illustration af arbejdsgang ved risikovurderingen.

4. Dataindsamling

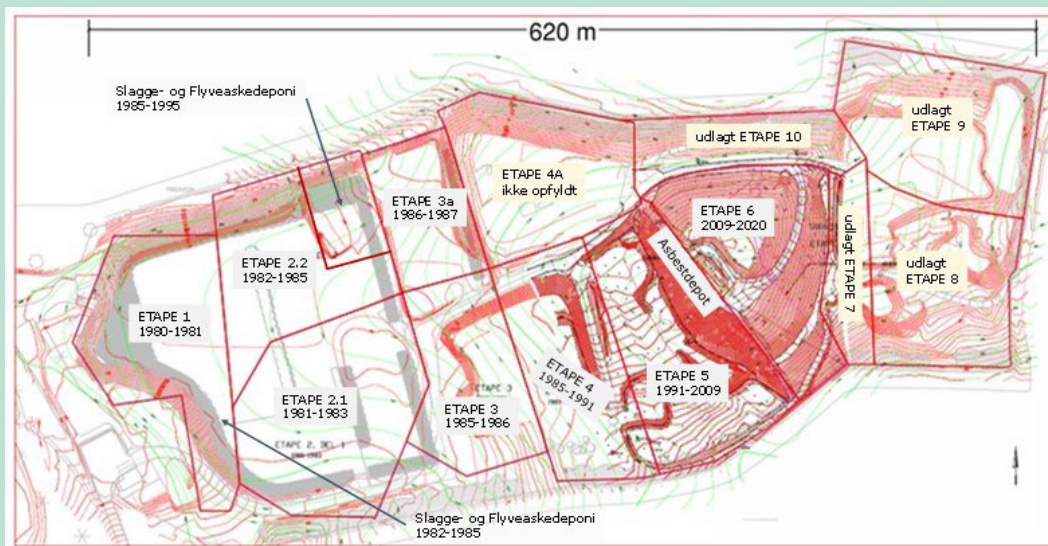
4.1 Data vedrørende anlæggets fysiske udformning

4.1.1 Stamdata

TABEL 4.1. Stamdata og kildemateriale.

Placering	
Adresse	Oddervej 75, 8660, Skanderborg
Matrikel	Skårup By, Fruering 1f, 11e, 2f, 11f, 11d, 11ay
Koordinater	UTM 32N ETR S89 (øst, nord): 569.855; 6.209.547
Opdeling	

Kildemateriale	
Reference /1/	Miljøministeriet, Afgørelse om Overgangsplan og revurdering for: Affaldscenter Skårup, Oddervej 75, Skanderborg. 31-12-2009, m. bilag
Reference /2/	Perkolatmængder og analysedata fremsendt fra Reno Syd I/S 1980 - 2017
Reference /3/	Jordforureningers påvirkning af overfladevand. Fortyndinger i fjorde og søer, delprojekt 5 Miljøprojekt nr. 1725, 2015



FIGUR 4.1. Opdeling af Skårup i deponeringsenheder med angivelse af opfyldningsperioder

Deponeringsanlægget består af 8 deponeringsenheder samt to slagge- og flyveaskedepoter og et asbestdepot. Anlægget er opdelt som vist i FIGUR 4.1 og består af følgende etaper:

- Etape 1, 2.1, 2.2, 3, 3A, 4 og 5 er alle nedlukkede enheder, der er opfyldt med blandet affald. Enhederne har lermembran og perkolatopsamling.

- Etape 6 er i drift og opfyldes også med blandet affald. Etapen har PE- og lermembran og perkolatopsamling.
- De to slagge- og flyveaskedepoter ligger i henholdsvis etape 1 og etape 2.2, og er dækket af disse etapers membran og perkolatopsamling. Det samme er gældende for asbestdepotet, der er beliggende i etape 5.
- De sidste fem udlagte etaper anvendes ikke, og indgår derfor ikke i nærværende beregningseksempel. De fem etaper er:
 - Etape 4.A er etableret, men ikke opfyldt, og der er p.t. ikke planer om opfyldning af etappen
 - Etaper 7, 8, 9 og 10 er udlagt, men forventes ikke taget i brug.

Deponeringsanlægget er som grundlag for gennemførelsen af risikovurderingen, opdelt i beregningssenheder. En beregningssenhed består oftest af en eller flere deponeringsenheder. Se afsnit 5.1.1 om dette.

TABEL 4.2. Sammenfatning af oplysninger om de grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold.

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder	Etape 1-4 (Beregningssenhed 1)	Etape 5 (Beregningssenhed 2)	Etape 6 (Beregningssenhed 3)	Reference
Oplysninger om placering og indretningen:					
Oplysninger om enhedens placering (UTM E89 S32 koordinater for enhedens nedstrøms kant)	E N	560767, 6209613	Benyttes ikke	Benyttes ikke	
Beskrivelse af membran- og perkolatopsamlingssystemer	-				/1/
○ Geologisk barriere					
• Tykkelse	m	> 0,5 m	> 0,5 m	> 0,6 m	
• Permeabilitetskoefficient	m/s	$k < 10^{-9}$ m/s	$k < 10^{-9}$ m/s	$k < 10^{-10}$ m/s	
○ Bundmembran		Nej	Nej	1,0 mm HDPE	/1/
○ Perkolatopsamlingssystem					/1/
○ Dræn- og beskyttelseslag		0,3 – 0,5 m drængrus	0,3 – 0,5 m drængrus	0,5 m drængrus	/1/
○ Bortledningselement		Stenfaskiner og ø117 mm drænrør	Stenfaskiner og drænrør	Ø110 mm drænrør i stenfaskiner	
○ Viden om eventuelle lækager i systemet og om membransystemets effektivitet	m ³ /m ² /år	0,047	0,047	Ingen kendt lækage	
○ Mulighederne for at registrere og prøvetage perkolatet ift. inddelingen af anlægget		Perkolatet fra etaperne 1-5 er i perioden 1979 – 2009 sket samlet og registreringerne afspejler den successive tilslutning af etaperne. Der er registreret perkolatmængder og foretaget analyser samlet for disse enheder i perioden.		Perkolatmængder kan registreres separat, og der kan udtages prøver separat for enheden	/1/
		Efter 2009 kan der tages prøver og registreres perkolatmængder separat for etape 1-4 hhv. for etape 5			

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder	Etape 1-4 (Beregningsenhed 1)	Etape 5 (Beregningsenhed 2)	Etape 6 (Beregningsenhed 3)	Reference
Arealet af beregningsenheden	m ²	57.200	12.700	11.000	/1/
Længden af beregningsenhed i grundvandets strømningsretning	M	300	101	105	
Bredden af beregningsenhed vinkelret på grundvandets strømningsretning	M	191	126	105	
Afstand i grundvandets strømningsretning fra beregningsenhedens mest nedstrøms punkt	M	0	280	360	
Placeringen af beregningsenhedens bund (kote)	mDVR	Benyttes ikke, da Transportmodulet benytter tykkelsen af den umættede zone hhv. angivelse af akviferens tykkelse som input			/1/
Slutafdekningen: Tykkelse, materialer, beplantning, belægning (til vurdering af infiltrationen)		Infiltrationen estimeres på grundlag af den hidtidige perkolatreregistrering – se også under "Klimadata".			
		Etableres i 2 faser: <u>P.t.</u> 0,5 m grus/nedkust byggeaffald <u>Endeligt:</u> 0,8 m mineraljord og 0,2 m muld Tilsås med græs og beplantes med lav beplantning	Endeligt slutafdekning med 0,8 m mineraljord og 0,2 m muld. Tilsæt med græs. Beplantes med lav beplantning	Endelig slutafdekning bliver 0,8 m mineraljord og 0,2 m muld, tilsås med græs og beplantes med lav beplantning	/1/
Estimat af evt. afstrømmende overfladevand på slutafdekning	m ³ /år	0	0	0	/1/
Driftsoplysninger:					
Årstal for påbegyndelse af deponering	årstal	1980	1992	2009	/1/
Årstal for etableringen af slutafdekningen	årstal	Fase 1:1991	2009-10	(2025)	/1/
Årstal for overgang til passiv tilstand (forventet)	årstal	2021	2039	2055	/1/
Fraførte perkolatmængder	(m ³ /år)	20.535 opfyldning 12.355 efterbehandling	4559 opfyldning 2743 efterbehandling	4.466 opfyldning 2.893 efterbehandling	/2/
Tilført perkolat fra andre enheder og/eller rent vand	(m ³ /år)	Der tilføres ikke rent vand eller recirkuleres perkolat			/1/
Estimat af evt. tilstrømmende overfladevand	(m ³ /år)	0	0	0	-

4.2 Affaldstyper og perkolatdata

TABEL 4.3. Sammenfatning af oplysninger om affaldstyper og om håndtering af perkolat.

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder	Etape 1-4 (Beregningsenhed 1)	Etape 5 (Beregningsenhed 2)	Etape 6 (Beregningsenhed 3)	Reference
Affaldet i den enkelte beregningsenhed					

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder	Etape 1-4 (Beregningsenhed 1)	Etape 5 (Beregningsenhed 2)	Etape 6 (Beregningsenhed 3)	Reference
Evt. klassificering		Ikke-kystnært anlæg med enheder til blandet affald			/1/
Affaldsklassen og eventuelt affaldstyper	-	<u>Blandet affald</u> Husholdnings- og industriaffald, forbrændingsslagger – asbest på etape 5 - ingen oplysninger om deponering af kemikalieaffald		<u>Blandet affald:</u> Blandet affald og asbest	/1/
Affaldsmængden / kapaciteten i beregningsenheden i vægt og/eller rumfang	m ³ eller tons	288.700 m ³ 441.100 t	278.000 m ³ 217.000 t	170.500 m ³ (218.400 t estimeret på basis af gennemsnitlig rumvægt for etape 5 på 1,28 t/m ³)	/1/ & /2/
Gennemsnitstykkelse og rumvægt af affaldet	M t/m ³	5,0 m ca. 0,65 t/m ³	21,9 m ca. 1,28 t/m ³	15,5 m 1,28 t/m ³ (antaget)	
Fremtidige affaldsmængder	t/år	0	0	ca. 13.000 t/år (estimeret af Reno Syd I/S).	
Resultater af eventuelle udvaskningsforsøg fra karakterisering eller andet	-	Der foreligger ikke udvaskningsforsøg			
Samhørende registreringer af stofkoncentrationer i perkolatet og perkolatmængder fra slutaftdækkede enheder	-	Der er ikke samhørende registreringer af analyser af stofkoncentrationer i perkolatet og perkolatmængder, der kan danne grundlag for en stedsspecifik estimering af kappa-værdier, da perkolatmængder og prøveudtagninger i størstedelen af den samlede periode er registreret for det samlede anlæg. Der benyttes derfor default-værdier for kappa for de betragtede stoffer.			/2/

4.3 Vandstrømme

TABEL 4.4 indeholder en sammenfatning af oplysninger om perkolatproduktion, der indgår i vurdering af vandstrømmene.

TABEL 4.4. Sammenfatning af oplysninger om affaldstyper og om håndtering af perkolat.

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder	Etape 1-4 (Beregningsenhed 1)	Etape 5 (Beregningsenhed 2)	Etape 6 (Beregningsenhed 3)	Reference
<i>Perkolatet i den enkelte enhed</i>					
Evt. registreringer af lokale klimadata (nedbør og fordampning) som døgnværdier, månedsværdier eller årsværdier.	mm/år, mm/md, mm/dag	Der benyttes infiltrationsmetodik INF-C baseret på: Der foreligger registreringer af den samlede afledte perkolatmængde for enhederne etape 1-4, etape 5 og etape 6 for perioden 1980 – 2016. Det vurderes at infiltrationen reduceres til 60 % ved etablering af slutaftdækningen (se kapitel 5.2.2). For opfyldning, efterbehandling og passiv tilstand er der beregnet en gennemsnitlig perkolatafledning pr. arealenhed ud fra viden om arealfordeling og tidspunkterne for overgang mellem faserne for de enkelte enheder. Samtidigt vurderes (jf. /1/), at der fra etape 1-4 samt 5 er en årlig udsivning gennem lermembranen på 0.047 mm/år.			/2/ & /B1/

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder	Etape 1-4 (Beregningsenhed 1)	Etape 5 (Beregningsenhed 2)	Etape 6 (Beregningsenhed 3)	Reference
		På denne baggrund estimeres den lokale samlede infiltration til: Åben: 406 mm/år – slutfædækket: 263 mm/år se kapitel 5.2.2.			

4.3.1 Lækage under aktiv drift

I forbindelse med risikovurderingen gengivet i /1/ er det vurderet, at der på lermembranen i etape 1-4 (beregningsenhed 1) og i etape 5 (beregningsenhed 2) kan stå ca. 30 cm perkolat mere eller mindre konstant. Den årlige lækage fra disse to beregningsenheder kan derfor estimeres som følgende:

TABEL 4.5. Beregning af lækage fra etape 1-4 (beregningsenhed 1) og etape 5 (beregningsenhed 2).

Parameter	Enhed	Værdi
Permeabilitetskoefficient, k	(m/s)	$1,0 \cdot 10^{-9}$
Perkolatstand over membranen, h	(m)	0,3
Tykkelsen af lermembranen, t	(m)	0,6
Beregnet gennemstrømning, Q	(m ³ /m ² /år)	0,047

4.3.2 Til- og afstrømmende overfladevand

På grund af terrænforholdene omkring Skårup vurderes det, at der hverken i opfyldningsperioden eller efter nedlukning vil kunne ske tilstrømning af overfladevand fra arealerne udenfor etaperne, idet deponeringsanlægget er hævet over terræn.



FIGUR 4.2. Luftfoto af omgivelserne omkring Skårup. Fotoet til venstre fremhæver højdeforskelle i terræn bygninger beplantning m.v., hvilket giver en god rummelig illustration af deponeringsanlægget, som det så ud i 2014. Fotoet til højre er et almindeligt ortofoto fra 2017. Begge billeder er fra COWIs Kortal ®.

Som det fremgår af afsnit 5.2.2 vurderes den samlede perkolatdannelse i de enkelte enheder at være lig med de hidtil registrerede perkolatmængder. Afstrømning på overfladen er forebygget ved udformning/opbygning af enhederne. Der foretages derfor ikke en nærmere vurdering af en evt. afstrømning af overfladevand på oversiden af slutfædækningen.

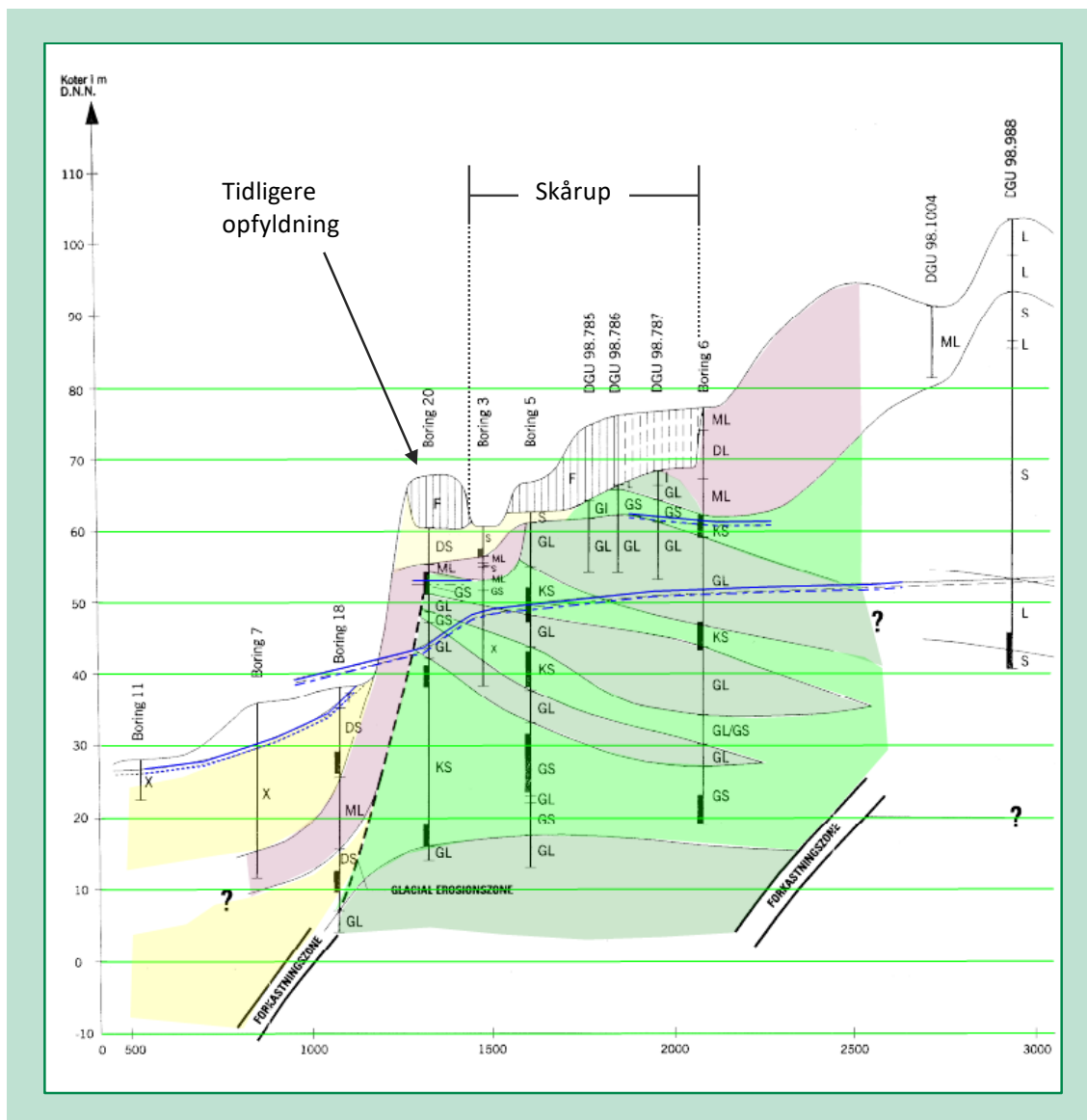
4.3.3 Tilstrømning af grundvand, tilførsel af rent vand og recirkulering af perkolat

Grundvandsspejlet ligger under undersiden af affaldet for hele anlægget, hvorfor det vurderes, at der ikke vil ske ind- eller gennemstrømning af grundvand i affaldet.

Der tilføres ikke rent vand eller recirkuleres perkolat i enhederne.

4.4 Geologiske og hydrologiske forhold

De geologiske og hydrogeologiske forhold er beskrevet i /1/ (Miljøministeriet, 2009). En opsummering af de væsentligste forhold er givet i FIGUR 4.3 og Bilag 1.



FIGUR 4.3. Geologisk tværsnit gennem deponeringsanlægget i strømningsretningen til illustration af de geologiske og hydrogeologiske forhold under og nedstrøms deponeringsanlægget. Figuren er et udsnit af en tegning, der i Bilag 1 er gengivet i sin helhed.

De geologiske forhold

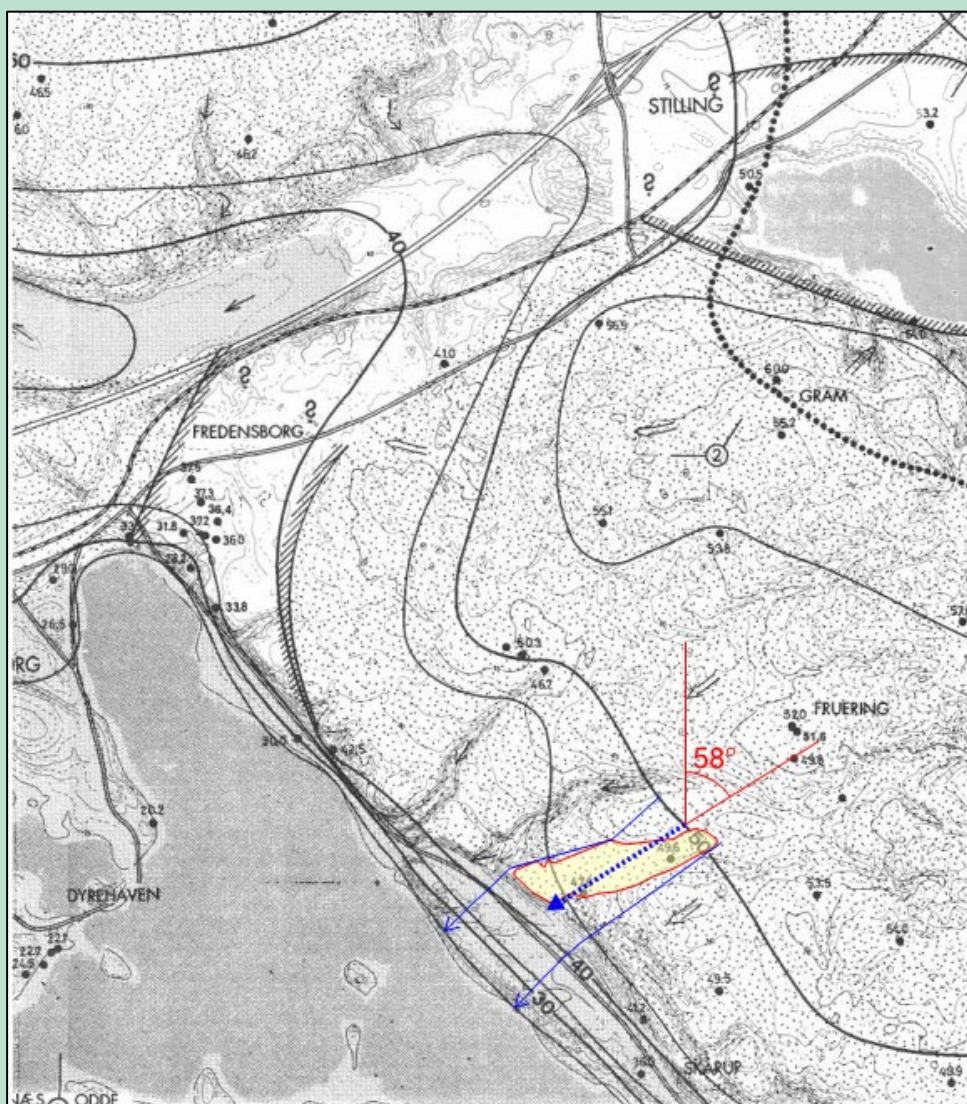
De geologiske forhold varierer betydeligt mellem den vestlige del under og nedstrøms etape 1-4 og en østlige del under og opstrøms etape 6. Således underlejres etape 1-4 og til dels også etape 5 af et sandlag på 0 – 5 m tykkelse, mens etape 6 stort set alene er underlejret af ler,

som dog også indeholder lag af vandførende sand og silt – jævnfør det geologiske profil under deponeringsanlægget i grundvandsstrømmens retning, som forsøgt illustreret i den konceptuelle model, se FIGUR 4.5.

Hydrogeologiske forhold:

Det regionalt udbredte magasin, udgøres bl.a. af glimmer- og kvartssand (se Bilag 1 for yderligere detaljer). I sandlinser og sandlommer findes lokale og mere terrænnære magasiner og grundvandsforekomster. Det er uvist, hvor god hydraulisk kontakt der er mellem de terrænnære vandforekomster. Som det fremgår af FIGUR 4.3, er der en nedadrettet gradient fra de terrænnære grundvandsforekomster til det regionale magasin.

Ifølge MiljøGIS /8/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016) er Skårup beliggende i et område, der er udpeget som OD (område med drikkevandsinteresse) beliggende uden for OSD og indvindingsoplande til aktuelle vandindvindinger. Den østligste del af Skårup (etape 8 og 9) er beliggende i et område, der er vurderet uden grundvandsforekomst, mens hovedparten af Skårup jf. vandområdeplan 2015-2021 er beliggende over en regional grundvandsforekomst i MiljøGIS /8/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016). Miljømålet for grundvandsforekomsten er "god tilstand og vending af trend" for såvel den kemiske som kvantitative tilstand. Ifølge Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn /8/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016), er grundvandsforekomsten under deponeringsanlægget udlagt til drikkevandsforekomst.



FIGUR 4.4. Grundvandspotentiale (primært magasin) og strømningsretning.

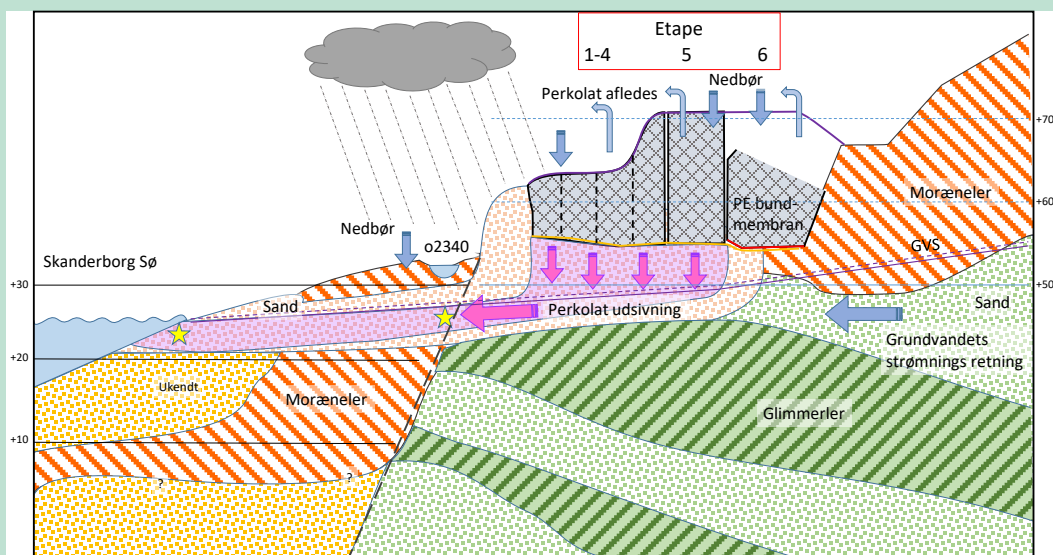
Strømningsretningen af grundvandet fremgår af /1/ (Miljøministeriet, 2009), og det er i Bilag 2 gengivet, hvorledes denne er bestemt. Retningen er således fra nordøst mod sydvest i en vinkel på ca. 238° ($58^\circ + 180^\circ$) i forhold til nord – se også potentialekortet i FIGUR 4.4.

Overfladevand

Nærmeste overfladevand nedstrøms Skårup er Skanderborg Sø med en søbred ca. 800 m fra den nedstrøms kant af deponeringsanlægget.

Konceptuel forsimpning af de geologiske og hydrogeologiske forhold.

Den geologiske og hydrogeologiske situation er som beskrevet ganske kompliceret. I nærværende beregningseksempel er det valgt at anvende GrundRisk Landfill til stoftransportmodellering. Det er derfor nødvendigt at forenkle det hydrogeologiske model-setup. Med en numerisk model vil det i højere grad være muligt at tage højde for den kompleksitet, som lokaliteten byder på.



FIGUR 4.5. Konceptuel model for Skårup med simplificerede geologi- og grundvandsforhold. Figuren illustrerer udsivningen under aktiv drift og frem til efterbehandlings afslutning. Nedstrøms Skårup er en skråtstillet stiplede linje, der illustrerer en forkastningslinje. Grundvandskoncentrationerne beregnes herefter, idet der benyttes en afstand på 100 m (POC for grundvand) henholdsvis 800 m (afstand til Skanderborg Sø), markeret med gule stjerner i figuren.

Baseret på oplysningerne i bilag 7a og 7b /1/ (Miljøministeriet, 2009) vedrørende tidligere udførte miljørisikovurdering antages der en konceptuelt en forenklet geologi og hydrogeologi, som illustreret i FIGUR 4.5, og som har følgende karakteristika:

- Under pladsen i sin helhed findes en akvifer med en dybde på $T_A = 5$ m under affaldets underside, som strækker sig helt frem til Skanderborg Sø.
- Den umættede zones tykkelse er $T_{uz} = 1,0$ m.
- Akviferen har en permeabilitetskoefficient (K) på $2 \cdot 10^{-4}$ m/s (siltet fint sand).
- Grundvandets gradient fra anlægget til Skanderborg Sø er: $i = 0,01$.
- Porøsiteten ansættes til 0,35 (gennemsnitligt for granulære materialer – varierer typisk 0,25 – 0,45).
- Grundvandshastigheden (v) beregnes på denne baggrund til: 63 m/år (0,17 m/dag) ($v = K \cdot i \cdot [365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60 \text{ s/år}]$).
- Vandindholdet i den umættede zone antages at være $w = 18$ %.

4.5 Receptor

Jævnfør nedenstående kapitel 4.5.1 er Skanderborg Sø den endelige receptor for perkolatpåvirket grundvand. Søbredden ligger ca. 800 m fra nedstrøms kant af Skårup. I beregningseksemplet er det valgt at inddrage det terrænnære grundvand som receptor i et punkt 100 m nedstrøms for deponeringsanlægget.

4.5.1 Vurdering af mulige receptorer

Der er søgt i:

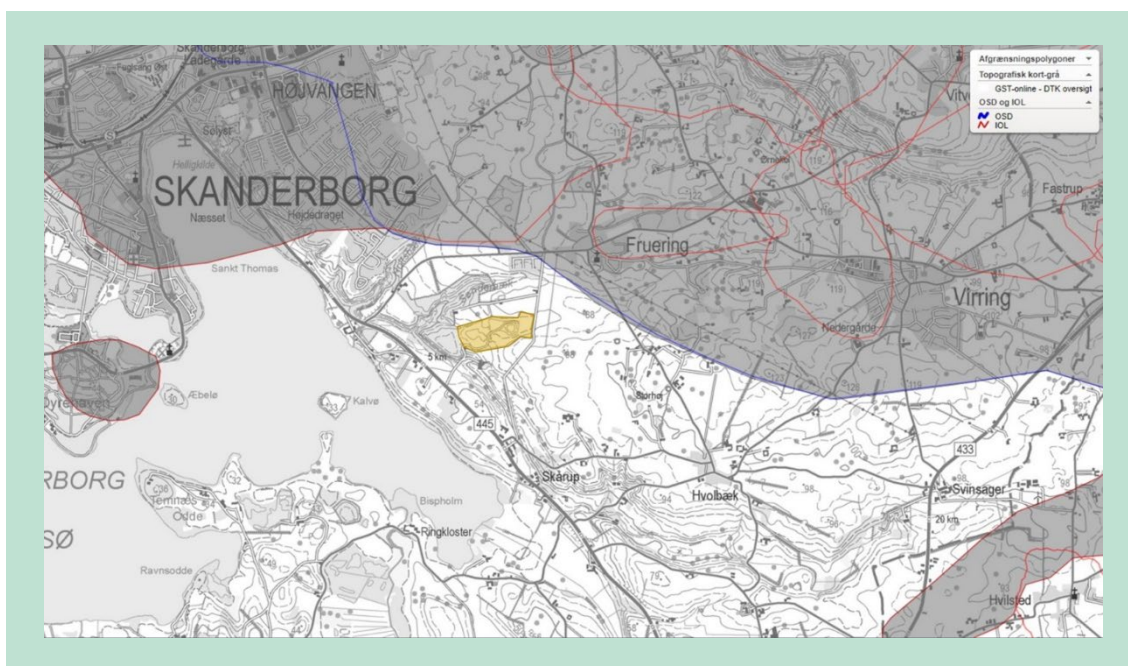
- /8/ Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn", i /16/ "Skanderborg Kommune – Vandhandleplan 2013-2015,
- /17/ Skanderborg Kommune – Vandhandleplaner 2009-2015,

- /18/ Vandplan 2010-2015 Randers Fjord, Hovedvandopland 1.5 (Naturstyrelsen 2011 rev. 2014),
- /8/ MiljøGIS under temaerne " MiljøGIS for Vandområdeplanerne grundvandskortlægning 2015-2021"
- /8/ "Statslig grundvandskortlægning".

Der er søgt efter oplysninger om grundvandets og overfladevandets tilstand og status, miljømål, kvalitetskrav og indsatser. Der er desuden søgt efter evt. angivelse af særlige kvalitetskrav for vandforekomsterne ved Skårup – dvs. krav, der måtte være skærpede i forhold til de generelle kvalitetskrav.

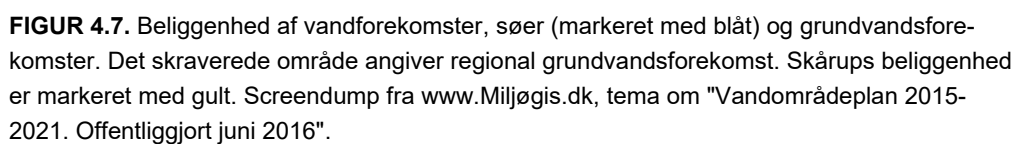
Der er følgende vandforekomster ved og omkring deponeringsanlægget ved Skårup:

Grundvand:



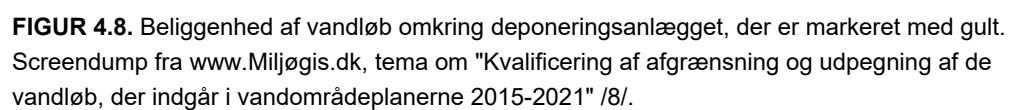
FIGUR 4.6. Beliggenhed af område med særlige drikkevandsinteresser (OSD) markeret med blå afgrænsning og indvindingsoplande til almene vandværker (IOL) markeret med rød afgrænsning. Skårups beliggenhed er markeret med gult. Screenshot fra www.Miljogis.dk, tema om "Grundvandsdannelse og kortlægning/ Statslig grundvandskortlægning".

Som nævnt under afsnittet 4.4 er der ikke særlige drikkevandsinteresser under eller nedstrøms Skårup.



Ifølge /10/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016) er grundvandet under deponeringsanlægget udpeget som regional grundvandsforekomst (DK_1_456_192) og drikkevandsforekomst (1.5.2.2).

Målsatte vandløb:



Vandløb o5738 Sønderbæk løber nord for anlægget. Nærmeste afstand mellem deponeringsanlæg og vandløb er ca. 240 m. Vandløbet har et tilløb, som løber mod sydvest fra Skårups nordvestlige hjørne (enhed 1) til Sønderbæk. Det fremgår af FIGUR 4.4, at den overordnede

strømningsretning i grundvandet er sydvest mod Skanderborg Sø. Ud fra grundvandets strømningsretning vurderes vandløbet at ligge sidestrøms eller muligvis opstrøms Skårup. Ud fra højdenivellement (MiljøGIS – Grunddata for vandrådsarbejdet 2017) ligger vandløbet over grundvandsspejlet for det regionalt udbredte magasin. Vandløbet fødes sandsynligvis af afstrømmende overfladevand og vand fra lokale grundvandsforekomster.

Sydvest for Skårup falder terrænet kraftigt. Ved foden af bakken ligger vandløb o2340, Kildebæk til Sønderbæk-SV, der ligeledes løber ud i Sønderbæk. Der er ca. 250 m fra Skårup til vandløbet. Mellem Skårup og vandløbet ligger en gammel opfyldning, som ikke er omfattet af miljøgodkendelsen til Skårup. En del af vandløbet er rørlagt. Vandløbet fødes bl.a. af de to søer, beliggende syd for Skårup Losseplads. Begge vandløb har vandløbstypologi 1- små vandløb, med en god samlet økologisk tilstand. Den øvre halvdel af vandløb o2340 er udpeget som stærkt modificeret. Der er usikkerhed omkring det stærkt modificerede vandløbs hydrauliske kontakt til de øvre sekundære magasiner i området. Det er derfor valgt i nærværende eksempel ikke at medtage vandløbet som receptor. Det bør dog afklares nærmere i dialog med miljømyndigheden, hvorvidt vandløbet skal inddrages som receptor, hvilket ikke har været muligt inden for rammerne af nærværende vurdering.

Målsatte søer:

Skanderborg Sø ligger ca. 800 m nedstrøms Skårup. Søen har typologi 9 – kalkrig, ikke brunvand, fersk lavvand, og har en moderat samlet økologisk tilstand. Den kemiske tilstand er ukendt. For søen er der et krav om reduktion af fosfor primært fra landbruget på 1.215 kg/år i forhold til baseline på 3.292 kg/år (ref. Vandområdeplan 2015-20121-Bilag 2).

Miljøstyrelsen har udgivet "Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Fortyndinger i fjorde og søer, delprojekt 5", Miljøprojekt nr. 1725, 2015 /3/, hvori der angives en metode til estimering af fortyndingen i bl.a. flere danske søer, herunder Skanderborg Sø. Metoden er beregnet til anvendelse ved screening af jordforureninger med henblik på prioritering af samme. I nævnte publikation angives det, at der er tilgængelige "fortyndingskort", som det dog ikke har været muligt at lokalisere. I samme publikation angives på s. 31 "... på baggrund af de øvrige valg af antagelser skønnes det rimeligt at benytte en generel fortyndingsfaktor på 10 gange (ved udsivning af 0,1 l/s) for de søer, som ikke er dækket af modelberegningerne." I nærværende miljørisikovurdering benyttes denne fortynding som udgangspunkt, idet fortyndingen beregnes som følger:

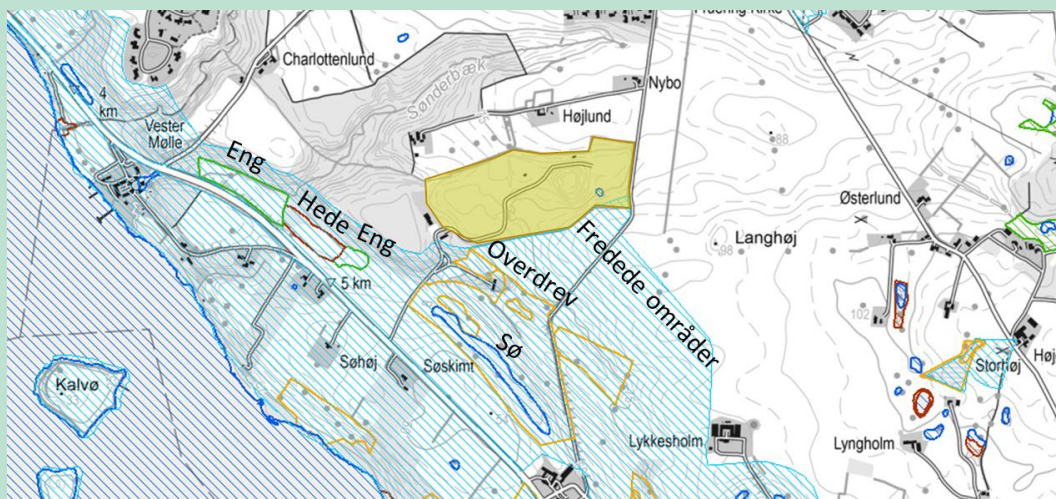
- Forventet tilledning:	0,263 m ³ /m ² /år ved 80.900 m ²	=> 0,67 l/s
- Skaleret fortynding:	0,1/0,67 *10	=> 1,5

Andet overfladevand:

Der er ingen marine recipienter.

Natura 2000-områder og Bilag IV-arter:

Der er ingen Natura 2000-områder i umiddelbar nærhed af Skårup. Området syd for Skårup er udlagt som fredet område, og der er en række beskyttede naturtyper syd og vest for Skårup bl.a. Skanderborg Sø. En eventuel påvirkning af perkolatudsivning i dette område er ikke medtaget i vurderingen, ej heller er det undersøgt, om perkolatudsivning fra deponeringsanlægget kan påvirke Bilag IV-arter.



FIGUR 4.9. Beliggenhed af fredede områder omkring Skårup. Screenshot fra www.Miljøgis.dk, tema om "Naturdata, der ligger til grund for Natura 2000-planer 2016-21"

4.5.2 Fastsættelse af POC

Både grundvandet og overfladevandsreceptoren (Skanderborg Sø) indgår som mulige POC'er.

Som beskrevet i forrige kapitel er grundvandet under og nedstrøms Skårup i grundvandskortlægningen udlagt som OD. I /10/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016) er grundvandet udlagt som "regionalt område med grundvandsforekomst og drikkevandsforekomst", og Skanderborg Sø som en målsat sø.

Afstanden fra nedstrøms afgrænsning af deponeringsanlægget til Skanderborg Sø er 800 m. Da der er mere end 100 m til overfladevandsreceptor fastsættes et POC i grundvandet 100 m nedstrøms afgrænsning af deponeringsanlægget, ligesom der fastsættes et POC i Skanderborg Sø.

4.5.3 Miljømål og kvalitetskrav for udpegede receptor

De miljømål og kvalitetskrav, som lægges til grund i en given risikovurdering, skal findes i gældende lovgivning og forinden afstemmes med miljømyndigheden.

Grundvand

I nærværende eksempel er der for grundvand taget udgangspunkt i følgende (prioriteret rækkefølge):

1. EU-fastsatte kvalitetskrav for grundvand (p.t. fastsat for nitrat foruden aktive stoffer i pesticider og deres nedbrydningsprodukter m.v.)
2. /5/ (Miljøstyrelsen, 2018). Af listen fremgår grundvandskvalitetskriterier for en række stoffer
3. Såfremt der ikke er fastsat et krav eller kriterium under pkt. 1 og 2, kan drikkevandskvalitetskrav ved forbrugers taphane anvendes som "pejlemærke" for om man er tæt på en realistisk grænseværdi, jf. /14/ (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018)

I dette eksempel ses bort fra tærskelværdier for grundvandsforekomster, da de fastsatte tærskelværdier i /13/ (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016) med få undtagelser svarer til drikkevandskvalitetskravene. Drikkevandskvalitetskravene er med enkelte undtagelser højere end

Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterier i relation til forurenede jord. Det vil derfor være en konservativ tilgang at prioritere grundvandskvalitetskriterierne jf. punkt 2 over drikkevandskvalitetskravene.

Overfladevand - Skanderborg Sø

I /4/ og /5/ (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017) er der i Bilag 2 (tabel 1 og 3) angivet miljøkvalitetskrav for overfladevand. Ved stofudvælgelsen og risikovurderingen af påvirkningen af Skanderborg Sø anvendes "de generelle kvalitetskrav" for "indlandsvand" benævnt ILVK.

Af Bilag 2 i /10/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016) er angivet et indsatsbehov af reduktion af fosfor med 1.179 kg/år i forhold til målopfyldelse i 2015 for fosfor til baseline 3.902 kg/år.

5. Modelopsætning for Skårup

5.1 Beregningsenheder for anlægget

5.1.1 Opdeling af anlægget i beregningsenheder

I forbindelse med risikovurderingen opdeles anlægget i et antal beregningsenheder for at muliggøre en modellering af de affaldsklasser, anlægget omfatter. Det tilstræbes, at antallet af beregningsenheder reduceres mhp. at lette beregningsgangen i risikovurderingen. Opdelingen i beregningsenheder følger anlæggets opdeling i deponeringsenheder, affaldsklasser og historikken – dvs. hvornår enhederne er i drift hhv. efterbehandling (læs mere i herom i /B2/ Miljøstyrelsen 2018b). I det følgende gennemgås baggrunden for den valgte opdeling i beregningsenheder for denne risikovurdering.



FIGUR 5.1. Opdeling af deponeringsanlægget i etaper med markering af, hvilke etaper der tilhører samme beregningsenhed (gul, orange og blå). Beregningsenhed 1 omfatter etape 1 til 4, beregningsenhed 2, omfatter etape 5 og beregningsenhed 3 omfatter etape 6.

Etaperne 1-4 er hver især fyldt op over en periode på 2-3 år og samlet over 11 år. Samtidigt er der i hele perioden alene registreret perkolatmængder og udtaget perkolatprøver til analyse af det samlede perkolat fra etaperne. Det vurderes derfor, at disse etaper modelmæssigt kan betragtes som én beregningsenhed (beregningsenhed 1).

I forbindelse med efterfølgende etablering og ibrugtagning af etape 5 (og senere 6) er der etableret muligheder for at udtage perkolatprøver fra disse separat. Perkolatmængder registreres dog fortsat samlet, men i denne risikovurdering fordeles mængder af perkolat i forhold til areal af etaperne. Etape 5 er nedlukket, mens etape 6 er igangværende med en ikke ubetydelig restkapacitet. Etape 5 er derfor benævnt beregningsenhed 2, mens etape 6 er beregningsenhed 3. Eventuelle fremtidige etaper er ikke medtaget i nærværende risikovurdering.

Skårup Losseplads er i sin helhed klassificeret som et deponeringsanlæg til blandet affald, der er ikke-kystnært beliggende. Der kan ikke gives miljøgodkendelse til nye ikke-kystnære deponeringsenheder til blandet affald. I henhold til /19/ (Miljø- og Fødevareministeriet, 2013) må der efter 1. april 2020 ikke længere deponeres blandet affald på eksisterende ikke-kystnære enheder til blandet affald. Denne frist udskyder Miljøstyrelsen til 1. jan 2023.

TABEL 5.1. Sammenfatning af oplysninger om beregningsenhederne.

Spørgsmål	Beregningsenhed 1	Beregningsenhed 2	Beregningsenhed 3
Spørgsmålene gælder for enheder/områder der samles i samme beregningsenhed	Etape 1-4 Blandet affald, flyveaske og slagger	Etape 5 Asbest	Etape 6 Blandet affald
Ligger enhederne arealmæssigt adskilt (har ingen fælles side grænse)	Nej – de ligger op til hinanden	Nej – består kun af en enhed	Nej – består kun af en enhed
Er tykkelsen af affaldet væsentligt forskellige?	Nej	Nej – men væsentligt anderledes end både etape 1-4 og etape 6	Ja – væsentligt anderledes end etape 4 og 5
Er affaldsklassen forskellige?	Nej	Nej	Nej
Er affaldstyperne forskellige / usammenlignelige?	Nej	Nej	Nej
Kan der udtages separate perkolatprøver fra enhederne?	Nej - der kan kun udtages fælles prøver for etaperne 1-4	Etape 5 kan nu udtages separat	Etape 6 kan udtages separat
Kan perkolatproduktionen vurderes / registreres / beregnes separat for enhederne?	Nej – kan kun registreres samlet etape 1-4	Kan nu registreres for etaperne	Ja - kan registreres for etaperne
Har grundvandet umiddelbart under og nedstrøms enhederne forskellige retninger under de to enheder?	Nej – samme retning indenfor etaperne 1-4	Nej – og samme retning som etaperne 1-4 og etape 6	Nej – og samme retning som etaperne 1-4 og etape 5
Har den ene celle undersiden under og den anden underside over grundvandsspejlet?	Nej – alle etaper 1-4 ligger over GVS	Nej – ligger over GVS	Nej – ligger over GVS
Er bunden af affaldet placeret i væsentligt forskellige niveauer (koter)?	Nej – ikke inden for etaperne 1-4	Nej – dog ja set i forhold til både etape 1-4 og etape 6	Nej – dog ja set i forhold til både etape 1-4 og etape 5
Har en af enhederne et membran- og perkolatopsamlingsystem og den anden ikke?	Nej – indenfor etape 1-4 er det samme systemer	Nej – samme system for hele etaperne (samme som enhed 1-4)	Nej – samme system for hele etaperne (anderledes end for enhed 1-4 og 5)
Er eller kan enhederne nedlukkes separat?	Ja – etaperne 1-4 kan nedlukkes som separate enheder	Nej – nedlukkes som en enhed	Nej – nedlukkes som en enhed
Er der væsentlige forskelle i slutafdækningen? - <u>Tykkelse</u> : Kun af betydning hvis begge tykkelser er mindre end ca. 1,2 m - <u>Materialer</u> : Består den ene af ler og den anden af sand? - <u>Beplantning</u> : Beplantning eller ej - <u>Belægning</u> : Tæt belægning eller ej	Nej – samme slutafdækning indenfor etaperne 1-4 – og etableres i 2 faser, hvoraf kun Fase 1 er etableret	Nej – samme slutafdækning som etaperne 1-4	Nej – Etaperne er endnu ikke slutafdækket. Der forventes samme slutafdækning som etaperne 1-4 og etape 5

5.1.2 Placering og udformning af beregningsenheder

I nedenstående FIGUR 5.2 fremgår placeringen af de enkelte beregningsenheder i forhold til deponeringsanlæggets opdelte enheder. Beregningsenhederne er beliggende parallelt med den overordnede strømningsretning af grundvandet, som er angivet med den blå pil.



FIGUR 5.2. Inddeling i beregningsenheder. Beregningsenhederne tilpasses, så de er beliggende parallelt med den overordnede grundvandsstrømningsretning (angivet med den blå pil). Længden af hver beregningsenhed svarer til den fysiske enheds længde i grundvandets strømningsretning, mens bredden af en beregningsenhed tilpasses, så arealet af beregningsenheden er den samme som arealet af den fysiske enhed.

I TABEL 5.2 er anført geometrien for den enkelte beregningsenhed, samt afstanden fra den enkelte enheds nedstrøms kant til POC dels 100 m nedstrøms Skårup, dels søbredden af Skanderborg Sø:

TABEL 5.2. Sammenfatning af oplysninger om beregningsenhedernes størrelse.

Geometri		Beregnings- enhed 1 (etape 1-4)	Beregnings- enhed 2 (etape 5)	Beregnings- enhed 3 (etape 6)
Areal (A)	m ²	57.200	12.694	11.026
Beregningsenhedens længde (l _{max})	m	300	101	105
Beregningsenhedens bredde (b)	m	191	126	105
Afstand til grundvandsspejl [#]	m	1,5	1,5	1,5
Anlæggets nedstrøms kant	m	0	278	363
Afstand til POC, grundvand	m	100	378	463
Afstand til POC, overflade- vand	m	800	1078	1163
Affaldsmængde	m ³	288.700	278.000	170.500
	ton	441.105	217.000	218.429

Geometri		Beregnings- enhed 1 (etape 1-4)	Beregnings- enhed 2 (etape 5)	Beregnings- enhed 3 (etape 6)
Rumvægt	ton/m ³	1,53	0,78	1,28
Gennemsnitshøjde	m	5,0	21,9	15,5

Afstand fra bund af enheden til grundvandsspejl

5.2 Opstilling af model for vandstrømme

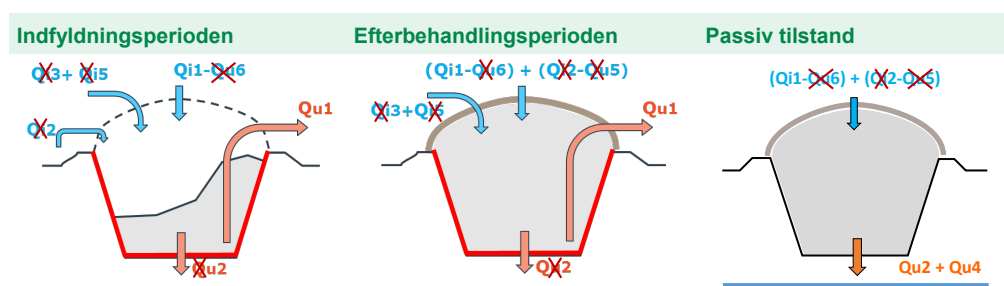
5.2.1 Vandstrømme for beregningsenheder

Den konceptuelle vandbalancemodel for de tre beregningsenheder under opfyldning hhv. efterbehandling og passiv tilstand fremgår i det følgende.

For alle tre beregningsenheder foretages perkolatopsamling under drift og efterbehandling.

For beregningsenhederne 1 og 2 sker der lækage gennem lermembranen, mens lækagen for beregningsenhed 3 regnes som værende lig 0. Dette er illustreret i TABEL 5.3 og TABEL 5.4.

TABEL 5.3. Vandbalance for de tre beregningsenheder. Rødt kryds illustrerer, at denne vandstrøm ikke medtages i beregningseksemplet. For beregningsenhed 3 er $Q_{u2}=0$ ved henholdsvis drift og efterbehandling jf. TABEL 5.4, hvor de enkelte vandstrømme beskrives



TABEL 5.4. Sammenfatning af oplysninger om de enkelte vandstrømme under opfyldning, efterbehandling og passiv tilstand for de tre beregningsenheder.

	Beregningsenhed 1 (etape 1-4)	Beregningsenhed 2 (etape 5)	Beregningsenhed 3 (etape 6)
	Indfyldnings- perioden	Efterbehandlings- perioden	Passiv tilstand
Qi1	Infiltration af nedbør til affaldet	Estimeres baseret på målte perkolatafledninger i perioden 1980-2009	
Qi2	Tilstrømmende overfladevand	Antages 0 – evt. tilstrømning er indeholdt i estimatet af Qi1	
Qi3	Tilført rent vand	Ej tilførsel af vand	
Qi5	Recirkuleret perkolat fra andre enheder	Ingen recirkulation	
Qu1	Perkolat afledt fra enheden til rensningsanlæg	Denne estimeres på baggrund af infiltrationen – se nedenfor	Ingen perkolatopsamling

Qu2	Udsivning/nedsivning gennem bunden	Beregningsenhed 1+2, Lækage i aktiv drift– se afsn. 4.3.1 Beregningsenhed 3: Lækage = 0	Ansættes som samlet perkolatproduktion i passiv tilstand
Qu4	Overløb over kant / gennem huller i siden i passiv tilstand	Ingen overløb under drift og efterbehandling	Medtages ved, at hele perkolatdannelsen antages at nedsive gennem bunden af enheden
Qu5	Overfladeafstrømning	Ingen overfladeafstrømning	
Qu6	Evapotranspiration	Er indeholdt i Qi1 ved bestemmelse af infiltrationen med DK-modellen /12/	

5.2.2 Estimering af infiltration/perkolatdannelse

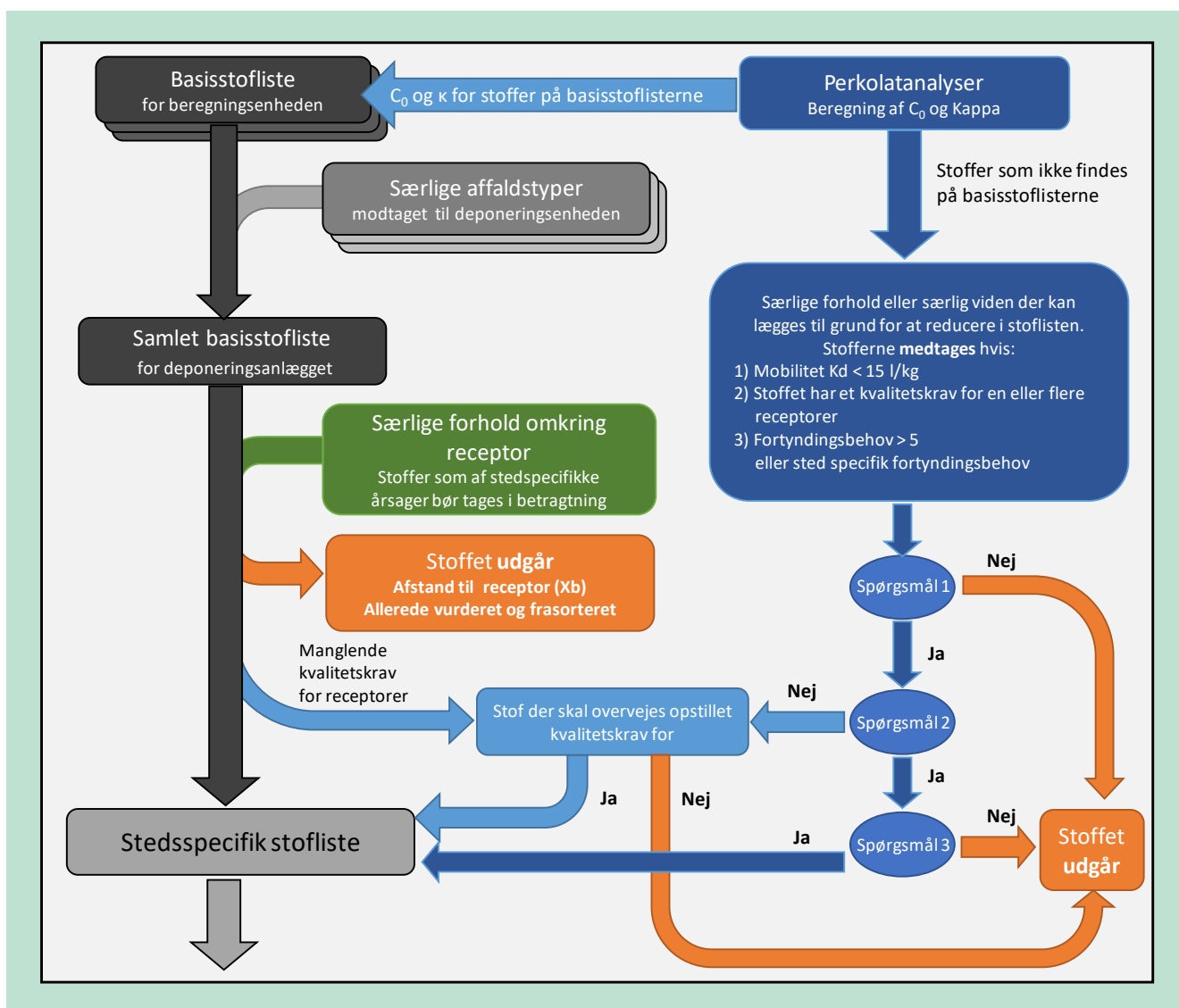
Der foreligger registreringer af den samlede afledte perkolatmængde for beregningsenhed 1, beregningsenhed 2 og beregningsenhed 3 for perioden 1980 – 2016. Ved beregning af kildestyrken er det derfor valgt at anvende INF-C i kildestyrkeestimeringen, idet denne er baseret på lokale infiltrationsdata, som beskrevet i /b1/ (Miljøstyrelsen 2018b). Der er derfor ikke behov for supplerede data vedrørende nedbør, fordampning, mv., ligesom inddata om slutfældnings opbygning heller ikke er nødvendig.

Med henblik på at kunne vurdere L/S-forholdet er perkolatdannelsen for hver enkelt beregningsenhed beregnet ud fra en antagelse om, at infiltrationen reduceres til 60 % ved etablering af slutfældningen, samt viden om arealfordeling og tidspunkterne for ibrugtagning hhv. slutfældning. Der beregnes en gennemsnitlig perkolatafledning pr. arealenhed i åben hhv. slutfældet situation, idet det medtages jf. /1/ (Miljøministeriet, 2009), at der fra beregningsenhed 1 samt beregningsenhed 2 er en årlig udsivning gennem lermembranen på 0,047 mm/år.

På baggrund af antagelserne ovenfor beregnes perkolatdannelsen for de to aktuelle situationer (perkolatdannelse under indfyldning og perkolatdannelse efter slutfældning) til:
Åben: 0,406 m³/m²/år og slutfældet: 0,263 m³/m²/år. Dette benyttes for alle enhederne.

5.3 Valg af relevante stoffer for risikovurderingen

Udvælgelsen af stoffer, der skal indgå i risikovurderingen, foregår som vist i FIGUR 5.3.



FIGUR 5.3. Generel metodik for udvælgelse af stoffer til den stedsspecifikke risikovurdering. Det skal bemærkes, at spørgsmål 1 i den blå kasse kun har relevans, hvis der minimum er 1,0 m umættet zone under deponeringsanlæggets bund, og hvis POC ligger mindst 100 m nedstrøms deponeringsanlægget.

5.4 Basisstoflister for Skårup

For Skårup udgør basisstoflisten for blandet affald udgangspunktet for vurderingen af relevante stoffer.

I /A/ (Miljøstyrelsen 2018a) er der i tabellerne 5-21, 5-23, 5-25 og 5-27 angivet basisstoflister for de forskellige affaldstyper.

Indledningsvis skal det vurderes, om der er affaldstyper, som allerede er eller vil blive deponeret i enheden, som kan give anledning til specifikke stoffer i perkolatet, men som ikke fremgår af basisstoflisten, og derfor skal tilføjes listen. Det skal også vurderes, om affaldet i enheden har en sammensætning, der bevirker, at der er stoffer som skal fjernes fra basisstoflisten, da affaldet ikke indeholder de pågældende stoffer.

Dernæst skal det vurderes, om der er stedsspecifikke forhold omkring receptor (For Skårup er det grundvand og overfladevand), der giver anledning til at medtage andre stoffer i vurderingen hhv. fjerne stoffer fra basisstofflisten.

I bilag 3 er opstillet en bruttoliste over alle de stoffer og kemiske forbindelser der indgår ved udvælgelse af stoffer til den stedsspecifikke risikovurdering.

5.4.1 Stedsspecifikke forhold for deponeringsanlægget

På Skårup omfatter alle beregningsenhederne blandet affald. Skårup indeholder også to enheder for slagge og flyveaske, samt en enhed for asbestaffald. Alle stoffer fra "mineralsk affald" indgår i basisstofflisten for "blandet affald", hvorfor disse tre enheder ikke giver anledning til tilføjelse af særlige stoffer ud over basisstofflisten for blandet affald. Da der for alle deponeringsenheder er mere end 1 m umættet zone, og der ikke er udsivning til overfladevand i umiddelbar nærhed af deponeringsanlægget, kan basisstofflisten reduceres til de stoffer, som er vist i TABEL 5.5.

Der er ikke viden om andre særlige affaldstyper på Skårup, som kan give grundlag for en udvidelse eller reduktion af basisstofflisten, som er grundlaget for den endelige stedsspecifikke stoffliste for beregningseksemplet.

TABEL 5.5. Basisstoffliste for blandet affald fra Tabel 5-23, /A/ Miljøstyrelsen (2018a). Stoffer der er angivet med sort, udgår af basisstofflisten.

Akk. stoffliste	Blandet affald	Note
Ammonium – N	X	M
Antimon (Sb)	X	
Arsen (As)	X	
Atrazin	X	M
Barium (Ba)	X	
Benzen	X	M
Benz(a)pyren	X	B
Bisfenol A	X	
Bly (Pb)	X	B
Bor (B)	X	
Cadmium (Cd)	X	B
Fenol	X	
Fluoranthren (PAH)	X	M
Fluorid (F-)	X	
Jern (Fe)	X	M
Kalium (K)	X	
Klorbenzener (1,2 diklorbenzen)	X	M
Klorfenoler (2,6-diklorfenol)	X	
Klorid (Cl ⁻)	X	
Kobber (Cu)	X	
Krom (Cr-total)	X	
Kviksølv, uorganisk (Hg)	X	B
Mangan (Mn)	X	
Meklorprop (MCP)	X	

Molybdæn (Mo)	X	
Naphthalen	X	M
Natrium (Na)	X	
Nikkel (Ni)	X	
Nonylphenol	X	
NVOC/DOC	X	
Selen (Se)	X	
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X	
Total Fosfor (Total-P)	X	
Triklorethylen	X	M
Vanadium (V)	X	
Zink (Zn)	X	B

Note B: Stofferne medtages kun, hvis POC er en overfladevandsreceptor tæt på lossepladsen, og/eller perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.

Note M; Modelstof - et kemisk stof, som kan indgå i risikoberegningerne i stedet for et andet stof eller en samleparameter.

5.4.2 Stedsspecifikke forhold for receptor

Det vurderes herefter, om der er stedsspecifikke forhold omkring receptor (grundvand, overfladevand og Natura 2000-områder), der giver anledning til at medtage andre stoffer i vurderingerne hhv. fjerne stoffer fra basisstoflisten.

Vandområdeplanen for Skanderborg Sø indikerer, at der er fokus på kvælstof og særligt fosfortilførslen til søen. Kvælstof (ammonium og ammoniak – N) og fosfor (total –P) er allerede opført på basisstoflisten. Natura 2000 indgår ikke i Skårup eksemplet og medfører derfor ikke ændringer af listen af hensyn til stedsspecifikke forhold.

5.4.3 Vurdering af resultater fra analyse af perkolatet

Perkolatanalyserne gennemgås for hver enkelt beregningsenhed for sig, med henblik på at vurdere om de foreliggende perkolatanalyser giver anledning til at medtage andre stoffer i vurderingerne hhv. fjerne stoffer fra basisstoflisten. Ved vurdering af monitoringsdata ses der bort fra følgende stoffer/parametre:

1. Driftsparametre (vurderes på anden vis, hvis relevant).
2. Samleparametre, for hvilke der ikke er udpeget et modelstof.
3. Parametre, der allerede er vurderet ved opstilling af basisstoflisten, men som blev vurderet ikke relevante og derfor ikke fremgår af basisstoflisten.

De resterende stoffer fra monitoringsprogrammet sættes sammen med basisstoflisten, hvilket giver en stedsspecifik liste over stoffer til en risikovurdering for Skårup. Listen fremgår af bilag 3.

Supplerende stofdata (C₀, K_d og kvalitetskrav):

Herefter indsamles og vurderes data fra perkolatmoniteringen med henblik på at fastlægge den stedsspecifikke stofliste, der sammenholdes med kvalitetskrav til receptor ud fra bruttostoflisten fastlagt i afsnit 5.4.1 og 5.4.2. Dette fremgår af de følgende trin:

4. Fastlæggelse af C₀ -værdier til kildestyrkemodellen for stoffer på stedsspecifikke bruttostofliste. Det er nødvendigt at vurdere, om kvaliteten af monitoringsdata er tilstrækkelig

god til at kunne anvende stedsspecifikke værdier til fastsættelse af kildestyrkeparametrene, eller om det i stedet er nødvendigt at anvende default-værdier (se Bilag 2).

5. Fastlæggelse af stofspecifikke parametre til stoftransportmodulet. På baggrund af litteratursøgning og/eller beregning fra Koc fastlægges Kd-værdi.
6. Indhentning af stofspecifikke miljømål og kvalitetskrav for de udpegede receptorer, jf. kapitel 4.5.3. For de listede stoffer findes kvalitetskrav for relevante receptorer, i dette tilfælde, overfladevand (ILVK) og grundvand (KvG).

Vurdering:

7. Det vurderes, hvorvidt der er påvist stoffer ved monitorering af perkolatet, for hvilke der ikke foreligger et miljømål eller kvalitetskrav, og som der derfor bør overvejes om der skal opstilles et miljømål eller kvalitetskrav for. Dette er uddybet i næste kapitel.

Denne stedsspecifikke stoffliste reduceres ved at vurdere stoffernes koncentrationsniveau og mobilitet. Dette sker i følgende trin:

8. Det vurderes, hvilke stoffer der er påvist i perkolatet i koncentrationer, og som vil kunne udgøre en risiko i forhold til det udpegede POC. Der screenes efter en attenueringsfaktor på 5 mellem perkolatet og det pågældende kvalitetskrav så stoffer, hvor C_0 er højere end 5 gange kravværdien for grundvand (KvG) eller indlandsvand (ILVK), vurderes at kunne udgøre en risiko. Såfremt der hverken foreligger KvG eller ILVK, skal det vurderes, om stoffet skal medtages i risikovurderingen. Dette er uddybet i næste kapitel.
9. Det vurderes, om stofferne kan forventes at nå frem til POC'er inden for 500 år. I praksis gøres dette ved at vurdere stoffernes Kd-værdi (stoffer, hvor $K_d > 15$ kan udelades fra risikovurderingen – dvs. at stoffer, hvor $K_d \leq 15$ eller hvor K_d ikke er kendt bibeholdes på listen). Udelukkelse af stoffer på baggrund af $K_d > 15$ kræver, at der er minimum 1 m umættet zone under bunden af alle enheder, og at der er 100 m til nærmeste POC (og at grundvandshastigheden i området ikke er over 200 m/år).
10. Stoffer, hvor der ikke er/kan estimeres et grundlag for at gennemføre en beregningsmæssig risikovurdering udelades – dvs. stoffer, hvor der ikke er estimeret en C_0 . Det noteres i konklusionen, hvilke stoffer der her er tale om. Det vurderes, for hvilke stoffer der bør fremskaffes supplerende oplysninger så det bliver muligt at gennemføre en risikovurdering også for disse stoffer.

Vurderingen af, hvilke stoffer der medtages i risikovurderingen, kan ses i Bilag 3.

5.4.4 Den stedsspecifikke stoffliste til risikovurdering

Resultater af perkolatmonitoreringen er gennemgået som beskrevet i afsnittene 5.4.1 til 5.4.3 med henblik på at udarbejde en stedsspecifik stoffliste for Skårup, hvilket fremgår af Bilag 3. TABEL 5.6 indeholder en liste over de stoffer, der er vurderet relevante på det foreliggende datagrundlag at inddrage i risikovurderingen for Skårup.

TABEL 5.6. Stedsspecifik stoffliste for Skårup omfattende stoffer med $K_d < 15$, og hvor de estimerede C_0 -værdier er større end 5 gange miljøkvalitetskravet for indlandsvand (ILVK) eller 5 gange kravværdien for grundvand (KvG). Stoffer angivet med **fed** skrift er stoffer fra basisstofflisten, de øvrige er fra monitoringsprogrammet. Værdier angivet med rødt er default-værdier/li-steværdier. De sidste to kolonner angiver værdierne for den nødvendige attenuering (NA), dvs. hvor mange gange C_0 er højere end kravværdien for henholdsvis indlandsvand og grundvand.

Stof	C_0 ($\mu\text{g/l}$)	Kappa (kg/l)	K_d (l/kg)	ILVK ($\mu\text{g/l}$)	KvG ($\mu\text{g/l}$)	NA ILVK	NA KvG
Total-N	322.500	1,08	F.I	I.KK	50	i.r	6450
Atrazin	F.I	F.I	0,058	0,6	0,1	i.r.	i.r.
Barium	240	0,15	14	19	700	12,3	<5
Bisfenol A	22	F.I	0,5	0,1	i.KK	220	I.KK
Bor	6.900	F.I	F.I	94*	300	73,4	23
Cobolt	8,1	F.I	F.I	0,28*	5	28,9	<5
Fenol	13	3,4	0,0048	7,7	0,5'''	<5	26
Jern (opløst)	236.100	1,63	F.I	I.KK	200	I.KK.	1.181
Kalium	1.073.400	F.I	F.I	I.KK	I.KK.	i.r.	i.r.-
Klorfenoler	F.I	F.I	0,22	3,4	0,1	i.r.	i.r.-
Klorid	2.223.000	0,57	0	I.KK	250.000	I.KK:	8,89
Mangan	14.160	F.I	0	150	50	94,4	283
MCCP	F.I	F.I	0,0002	18	0,1	i.r.	i.r.-
Natrium	1.112.400	F.I	F.I	I.KK	175.000	I.KK	6,36
Nonylfenol	1,3	F.I	2,2	0,3	20	3,2	<5
Selen	1,608	0,38	5	0,1*	10	16,1	<5
Sølv	1	F.I	F.I	0,017	I.KK	58,8	I.KK
Total-P	1.300	F.I	0	i.r.	i.r.	i.r.	i.r.
2-methylfenol	3,8	F.I	F.I	13,1***	0,5'''	<5	7,6
4-methylfenol	14,64	F.I	F.I	13,1***	0,5'''	<5	29,3
Xylenoler	6,3	F.I	F.I	13,1***	0,5'''	I.KK	12,6

* Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration

*** Gælder for summen af xylenoler og cresoler (methylfenoler).

''' Gælder summen af fenoler

F.I Der findes ingen værdi for det pågældende stof. I kildestyrkeberegningerne regnes $\kappa = 0$, hvis den ikke findes

I.KK Intet kvalitetskrav

i.r. ikke relevant

Stoffer, hvor der ikke er grundlag for en beregningsmæssig risikovurdering

For tre af stofferne i TABEL 5.6 (atrazin, klorfenoler og MCCP) er der ikke grundlag for at foretage en beregningsmæssig risikovurdering, idet der ikke foreligger anvendelige C_0 -værdier, hverken i form af analyse af perkolatet eller default-værdier.

Alle tre stoffer er på basisstofflisten for blandet affald. Alle tre stoffer regnes for mobile, og der er fastsat miljøkvalitetskrav ved POC for alle tre stoffer. Det anbefales derfor, at alle tre stoffer indgår i den fremtidige monitoring.

Stoffer, hvor der ikke foreligger kvalitetskrav i POC

For kalium findes der ikke kravværdier for grundvand. Deponeringsanlæggets miljømæssige påvirkning af grundvand og overfladevand kan vurderes på baggrund af belastningen, hvorfor der bør foretages beregninger for kalium. Disse beregninger er dog ikke medtaget i nærværende beregningseksempel.

For flere af stofferne i TABEL 5.6, foreligger der kun kvalitetskrav for den ene af de relevante receptorer. For disse stoffer skal det i samarbejde med myndighederne overvejes, om der skal opstilles kvalitetskrav (ILVK eller KvG) for stoffet. En forudsætning for, at det kan afklares, om der skal opstilles et kvalitetskrav er, at man har et estimat på, om udsivningen giver anledning til et ikke uvæsentligt bidrag af det pågældende stof i receptor. En sådan vurdering kan f.eks. baseres på resultatet af kildestyrkeberegningerne, og er der behov for det, kan der endvidere efterfølgende foretages en stoftransportberegning.

For stofferne i TABEL 5.7 findes der kun kvalitetskrav for en af receptorerne, enten indlandsvand eller for grundvand. For disse stoffer gælder det desuden, at stofkoncentrationen i perkolatet (C_0) er så lav, at den er på niveau med eller lavere end kvalitetskravene. På baggrund af det, er det i nærværende beregningseksempel valgt ikke at foretage beregning for disse stoffer. Der er desuden en række stoffer, hvor der ikke findes kvalitetskrav for enten indlandsvand (ILVK) eller for grundvand (KvG), men hvor perkolatkoncentrationen vurderes at være høj. Disse stoffer er medtaget i TABEL 5.6. Disse stoffer indgår i de videre beregninger i nærværende beregningseksempel.

TABEL 5.7. Stoffer på stofflisten, hvor der ikke forekommer kvalitetskrav for enten overfladevand (ILVK) eller grundvand (KvG), og hvor C_0 -koncentrationerne vurderes at være uvæsentlig i forhold til kvalitetskravene.

Stof	Kd (l/kg)	Max C_0 (µg/l)	ILVK (µg/l)	KvG (µg/l)
Acenaphthen	1,7	0,077	3,8	I.KK
Fluoren	3	0,05	2,3	I.KK
Klorbenzener	0,28	1,7	0,4	I.KK
Kresoler	F.I	21,6	100	I.KK
Phenanthren	6,3	0,072	1,3	I.KK
Vanadium	F.I	8,3	4,1	I.KK
Fluorid	2	3.300	I.KK	1.500
Nitrat	0	17.040	i.r.	50.000
Sulfat	0	798.600	I.KK	250.000
Klorethan	F.I	0,17	I.KK	1
3-methylfenol	F.I	2,22	I.KK	0,5

F.I Der findes ingen værdi for det pågældende stof.

I.KK Intet kvalitetskrav

i.r. ikke relevant

5.4.5 Fastlæggelse af κ (kappa)

Grundet den driftsmæssige indretning af deponeringsanlægget kan data fra analyser af perkolatet ikke benyttes til en stedsspecifik estimering af kappa, da der for ingen af de tre beregningsenheder kan opstilles samhoørende data for L/S-forholdet og de registrerede koncentrationer af perkolatet. Dette skyldes, at perkolatmængder og prøveudtagning i størstedelen af den samlede periode er registreret for det samlede anlæg og ikke for de enkelte enheder.

Der benyttes derfor default-værdier for kappa for de betragtede stoffer.

Det skal bemærkes, at stoffer, hvor der ikke findes en kappa-værdi i litteraturen, kun kan medtages i risikovurderingen, såfremt kappa-værdien sættes til nul svarende til konstant kildestyrke (dvs. at kildestyrken ikke reduceres med tiden, men forbliver konstant). Dette er en konservativ antagelse, og i det omfang ét eller flere af de stoffer, som må antages at have konstant kildestyrke, viser sig at være kritiske, bør der efterfølgende gennemføres de nødvendige tiltag til at bestemme kappa-værdien.

6. Beregning

6.1 Kildestyrkeberegning

Kildestyrkemodellen er sat op, så modellen regner på én beregningsenhed ad gangen, hvor kildestyrken estimeres af op til 23 stoffer i en beregning. Inddata for den enkelte beregningsenhed findes i TABEL 6.1 og indtastes i regnearket til kildestyrkeberegning under fanebladet "Grunddata og vandbalancer". Ved indtastning af data om kemiske stoffer indtastes værdier for alle de stoffer, som fremgår af den stedsspecifikke stofliste, se TABEL 5.6. For C_0 - og kappa-værdier gælder, at såfremt der ikke foreligger en stedsspecifik værdi, anvendes default-værdier. Hvis der ikke foreligger default-værdier for kappa anvendes værdien "0", hvilket betyder, at modellen regner med konstant kildestyrke. Foreligger der hverken specifikke estimater eller default-værdier for C_0 , kan stoffet ikke indgå i beregningerne på det foreliggende grundlag, og man bør søge at gennemføre målinger, der kan danne grundlag for at fastsætte en stedsspecifik værdi for C_0 .

TABEL 6.1. Sammenfatning af oplysninger om de grundlæggende geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold

Enheder	Beregnings- enhed 1 etape 1-4	Beregnings- enhed 2 etape 5	Bereg- ningsen- hed 3 etape 6
Oplysninger om placering og indretningen:			
Årstal for påbegyndelse af deponering	1980	1992	2009
Årstal hvor opfyldning stopper (og enheden slutaftdækkes)	1991	2009-2010	2025
Årstal hvor perkolatafledning stoppes (Passiv tilstand påbegyndes og perkolatet tillades udsivet.)	2021	2039	2055
Årstal for start af visning af kildestyrkeberegningresultater i uddata: (Årstal for start af enhed eller senere afhængigt af situationen)	1980	1992	2055
Har enheden membransystem?	1 Ja	1 Ja	1 Ja
○ Geologisk barriere	>0,5	> 0,5	> 0,5
• Tykkelse	k<10-9	k<10-9	k<10-9
Permeabilitetskoefficient			
Bundmembran	Nej	Nej	1,0 mm HDPE
Hvis ingen membran: Er der gennemstrømning af grundvand i bund af enheden? (Har enheden membran kan der ikke være grundvands-gennemstrømning)	2 1:Ja 2:Nej	2	2

	Enheder	Beregnings- enhed 1 etape 1-4	Beregnings- enhed 2 etape 5	Bereg- ningsen- hed 3 etape 6
Længden af beregningsenhed i grundvandets strømningsretning.	m	300	101	105
Arealet af beregningsenheden	m ²	57200	12700	11000
Oplysninger om enhedens placering (UTM E89 S32 koordinater for enhedens nedstrøms kant)	m	E: N: 561674 6209791	561674 6209791	561674 6209791
Affaldsmængden / kapaciteten i beregningsenheden i vægt og/eller rumfang	m ³ tons	288.700 441.100	278.000 217.000	170.500 218.400t
Gennemsnitstykkelse og rumvægt af affaldet	m Tons	5 Ca. 1,52	21,9 Ca. 0,78	15,5 Ca. 1,28
Skal der korrigeres for klimaændringer	0: NEJ 1:IPPC A2 2:IPPC B2 3:procentændring	0	0	0
Hvis mulighed 3 for klimaændringer er valgt %-vis årlig ændring i infiltration og eventuelt indtrængende grundvand	% (Maksimal årlig procentuel ændring er 15 %)			
Hvilken infiltrationsmetode skal anvendes?	1: INF-A 2: INF-B 3: INF-C	3	3	3
Utæt membran med kendskab til ind-/udstrømning?	0: nej 1: GV over membran 2: GV under membran	2	2	0
Under opfyldning: Hvad er grundvandsudsivning Qu2 ved utæt membran? Ellers 0 m ³ /år	m ³ /år (mm/m ² pr år)	2.688,4 (47)	596,9 (47)	0
Efterbehandling: Hvad er grundvandsudsivning Qu2 ved utæt membran? Ellers 0 m ³ /år	m ³ /år (mm/m ² pr år)	2.688,4 (47)	596,9 (47)	0
Under opfyldning: Hvor meget perkolat afledes til rensning per år?	m ³ /år	20.535 23223-2688	4.559 5156-597	4466
Efterbehandling: Hvor meget perkolat afledes til rensning per år?	m ³ /år	12.355 15043-2688	2.743 4559-3340	2893
Inf C				
Qu1+Qu2: Den årlige infiltration inklusiv evt. udsivning under opfyldning anføres her:	m ³ /år (mm/m ² pr år)	23.223 (406)	5.156 (406)	4466 (406)
Qu1+Qu2: Den årlige infiltration under efterbehandling inklusiv evt. udsivning anføres her:	m ³ /år (mm/m ² pr år)	15.043 (263)	3.340 (263)	2.893 (263)

	Enheder	Beregnings- enhed 1 etape 1-4	Beregnings- enhed 2 etape 5	Bereg- ningsen- hed 3 etape 6
Qi1+Qi2-Qu5-Qu6: Den årlige infiltration i passiv tilstand anføres her:	m ³ /år (mm/m ² pr år)	15.043 (263)	3.340 (263)	2.893 (263)

For hver af de 3 beregningsenheder foretages således beregninger med de værdier for C₀ og kappa der er anført i TABEL 5.6.

Resultatet fra kildestyrkeberegningerne foreligger i form af fanebladet "resultat til stoftransport" (se eksemplet i den venstre del af FIGUR 6.1). Der udarbejdes et faneblad for hver beregningsenhed, der hver indeholder alle de stoffer, som fremgår af den stedsspecifikke stofliste, jf. TABEL 5.6. For at kunne anvende data i transportmodellen, er det nødvendigt at transformere data over i en Unicode text-fil, således at data kan indlæses i GrundRisk Landfill, se den højre del af FIGUR 6.1 og i Bilag 5 i /F/ (Miljøstyrelsen, 2019).

Glatved Unit 1								Unit 1	Unit 1	Unit 1	Unit 2	Unit 2	Unit 2	Unit 3
Koordinatfr nfdstrøms punkt								Year	Q m3/Y	µg/l	Year	Q m3/Y	µg/l	Year
Bredde	276,7	meter						1984	66427,3276		4,77	2023	15207,0268	
Længde	450	meter						1985	66427,3276		4,74408625		2024	5730,4
Areal	124500,0	m ²						1986	66427,3276		4,718313281		2025	5730,4
								1987	66427,3276		4,692680327		2026	5730,4
								1988	66427,3276		4,667186628		2027	5730,4
								1989	66427,3276		4,641831427		2028	5730,4
								1990	66427,3276		4,616613973		2029	5730,4
								1991	66427,3276		4,591533516		2030	5730,4
								1992	66427,3276		4,566589312		2031	5730,4
								1993	66427,3276		4,541780622		2032	5730,4
								1994	66427,3276		4,517106708		2033	5730,4
								1995	66427,3276		4,492566684		2034	5730,4
								1996	66427,3276		4,468160288		2035	5730,4
								1997	66427,3276		4,443886328		2036	5730,4
								1998	66427,3276		4,41974424		2037	5730,4
								1999	66427,3276		4,395733308		2038	5730,4
								2000	66427,3276		4,371852819		2039	5730,4
								2001	66427,3276		4,348102064		2040	5730,4
								2002	66427,3276		4,324480339		2041	5730,4
								2003	66427,3276		4,300986942		2042	5730,4
								2004	66427,3276		4,277621177		2043	5730,4
								2005	66427,3276		4,25438235		2044	5730,4
								2006	66427,3276		4,231269771		2045	5730,4
								2007	66427,3276		4,208282755		2046	5730,4
								2008	66427,3276		4,185420619		2047	5730,4
								2009	66427,3276		4,162682686		2048	5730,4
								2010	21592,04577		4,158998917		2049	5730,4
								2011	21592,04577		4,155318409		2050	5730,4
								2012	21592,04577		4,151641157		2051	5730,4
								2013	21592,04577		4,14796716		2052	5730,4
								2014	21592,04577		4,144296414		2053	5729,4

FIGUR 6.1. Eksempel på udskrift fra kildestyrkeberegningen (til venstre). Eksempel på inddata for acenaphthen til GrundRisk Landfill (til Højre)

6.2 Modellering af stoftransport

6.2.1 Valg af model

Som det fremgår af kapitel 4.4 sker udsivningen fra Skårup under forholdsvis komplekse geologiske og hydrogeologiske forhold. I nærværende beregningseksempel er det valgt at anvende en konservativ stoftransportmodel (GrundRisk Landfill) til beregning af stoftransport i

umættet zone under Skårup og i grundvandszonen under og nedstrøms deponeringsanlægget.

For at kunne anvende GrundRisk Landfill, er det nødvendigt at forsimple de geologiske og hydrologiske forhold, som beskrevet i kapitel 4.4. Det vurderes at beregningerne med GrundRisk Landfill vil være mere konservative end ved anvendelsen af en numerisk model. Dette skyldes, at vandets spredningsvej er forsimplet, hvilket medfører en kortere opholdstid, og at grundvandsmagasinet, som forureningen opblandes i, har en mindre vandføring, og dermed en mindre fortynding.

Da deponeringsanlæggets bund ligger over grundvandsspejlet foretages beregningerne med anvendelse GrundRisk Landfill model A-multi.

For hvert stof skal der udarbejdes en inputfil til modellen, som indeholder årstal, mængde af perkolat, der frigives til omgivelserne per år, samt koncentrationen af stoffet i det perkolat, som tillades frigivet til omgivelserne, for alle beregningsenhederne. Inputfilen skal have et format som vist i FIGUR 6.1. Det er vigtigt at anvende punktum som decimalseparator i stedet for komma.

6.2.2 Datainput til GrundRisk Landfill

Geometriske inputparametre er som angivet i TABEL 5.2 og kan sammenfattes som angivet i TABEL 6.2.

TABEL 6.2. Anvendte geometridata for beregningsenhederne, data er hentet fra TABEL 5.2

Geometriske input til GrundRisk			Input
Source length	l _{max}	(m)	300; 101; 105
Source width	B	(m)	191; 126; 105
Vert.Distance	(umættet zone)	T _{umz} (m)	1; 1; 1;
L _{POC}	100 (grundvand)		100; 378; 436
L _{POC}	452 (marin)		800; 1078; 1163

Der er gennemført modelberegninger med GrundRisk Landfill for POC beliggende 100 m nedstrøms Skårup og ved vandkanten til Skanderborg Sø (800 m fra beregningsenhed 1). Idet perkolatfanerne overlapper, er der kun regnet på en fane som vist i TABEL 6.3. I GrundRisk Landfill skal der angives karakteristika for akviferen. Disse data fremgår af den opdaterede hydrogeologisk model for Skårup, der bl.a. er sammenfattet i Bilag 1.

TABEL 6.3. Inddata vedr. perkolatfaner (plumes). Alle perkolatfaner overlapper, hvorfor input til GrundRisk Landfill vedr. den indbyrdes placering angives som vist til venstre i tabellen. Til højre ses data vedr. akviferen.

Input vedr. placering af perkolatfaner (plumes)		Input vedr. akvifer		
Plume 1	1;2;3	Vandindhold	0,18	
Plume 2	None	Tykkelse af umættet zone	1	m
Plume 3	None	Tykkelse af akvifer	4	m
		Vandhastighed ¹	0,17	m/dag
		Porøsitet	0,33	
		Rumvægt	1,8	t/m ³
		Nettonedbør (Recharge) ²	0,000823	m/dag

1) 63 m/år => 63 [m/år] / 365 [dage/år] = 0,17 [m/dag].

2) 300 mm/år => 300 [mm/år] / (365 [dage/år] · 1000 [mm/m]) = 0,000823 m/dag.

Beregningerne af dispersiviteten følger de tre ligninger, der er anført under TABEL 6.4, og er afhængige af afstanden til målepunktet L_{POC} (afstanden fra deponeringsanlæggets kant til receptor).

TABEL 6.4. Inddata vedr. hydrogeologi

Input vedr. dispersivitet			
L _{POC} (m)	D _{long} ¹ (m)	D _{transv} ² (m)	D _{vert} ³ (m)
100	0,394	0,00394	0,00197
800	3,152	0,03152	0,01576

Ligning 1: $D_{long} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot (L_{POC})^2 + 3,6 \cdot 10^{-3} \cdot L_{POC} - 0,08$.

Ligning 2: $D_{transv} = 0,01 \cdot D_{long}$.

Ligning 3: $D_{vert} = 0,5 \cdot D_{transv}$.

Nedbrydningskonstanter

I GrundRisk Landfill skal der for relevante stoffer angives 1. ordens nedbrydningskonstanter i lodret retning (aerobt) og vandret retning (antages anaerobt). Disse konstanter er fundet ved opslag i stofdatabase i JAGG 2.1 og i /10/ (Styrelsen for vand- og naturforvaltning, 2016). Nedbrydningskonstanterne fremgår af TABEL 6.5.

Retardationsfaktor

Når opløste forureningskomponenter transporteres igennem en jordmatrice, vil der ske en sorption til jordens partikler. Resultatet bliver at stoffronten flytter sig langsommere end porevandet. Den faktor, hvormed stoffet forsinkes i forhold til det vand, der transporteres, kaldes stoffets retardationsfaktor (Rf). F.eks. betyder en retardationsfaktor på 2, at det tager stoffet dobbelt så lang tid som porevandet at tilbagelægge en given afstand.

Retardationsfaktorens størrelse afhænger dels af forureningsstoffets kemiske egenskaber og dels af jordmatrixens egenskaber. For transport igennem en homogen jordmatrice udtrykkes Rf ved:

$$Rf = 1 + (p_b \cdot Kd) / \epsilon$$

hvor: Rf er stoffets retardationsfaktor [enhedsløs]

p_b er jordens bruttovolumenvægt [kg/L],

ε er i mættet zone jordens effektive vandfyldte porøsitet. I umættet zone anvendes jordens vandindhold [enhedsløs],

Kd er stoffets distributionskoefficient i det givne sediment [L/kg].

For Skårup er oplysninger om jordens vandindhold m.v. taget fra JAGG 2.1 /21/. Jordens vandindhold i umættet zone antages at være 0,18, svarende til sand eller grus, og i mættet zone at være 0,35 svarende til grus. Ud fra en antagelse om en vægtfylde af jordskelettet på 2,65 kg/l, kan jordens bruttovolumenvægt beregnes til ca. 1,77 kg/l i umættet zone og 1,94 i mættet.

Dette giver at: $R_f = 1 + K_d \cdot 9,8$ for umættet zone, og $R_f = 1 + K_d \cdot 5,5$ for mættet zone.

Værdierne for den stedsspecifikke stofliste i Skårup fremgår af TABEL 6.5.

TABEL 6.5. Beregning af retardationsfaktoren R_f og nedbrydningskonstanter for henholdsvis lodret transport (umættet zone) og vandret transport (mættet zone). Stoffer angivet med **fød** er stoffer fra basisstoflisten fra en eller flere af enhederne, mens øvrige stoffer er stedsspecifikke stoffer tilføjet på baggrund af analyser af perkolatet

Stof	Kd (l/kg)	Rf Umættet zone	Rf Mættet zone	Nedbrydning lodret (dag ⁻¹)	Nedbrydning vandret (dag ⁻¹)
Total-N	0	1	1	F.I	F.I
Barium	14	138	78,6	F.I	F.I
Bisfenol A	0,5	5,92	3,77	0,00231	0,0231
Bor	F.I	1	1	F.I	F.I
Cobolt	F.I	1	1	F.I	F.I
Fenol	0,0048	1,05	1,03	0,007	0,03
Jern (opløst)	0	1	1	F.I	F.I
Klorid	0	1	1	F.I	F.I
Mangan	F.I	1	1	F.I	F.I
Natrium	F.I	1,98	1,55	F.I	F.I
Nonylphenol	2,2	22,6	13,2	F.I	F.I
Selen	5	50,1	28,7	F.I	F.I
Sølv	F.I	1	1	F.I	F.I
2-methylphenol	F.I	1	1	F.I	F.I
4-methylphenol	F.I	1	1	F.I	F.I
Xylenoler	F.I	1	1	F.I	F.I

F.I Der findes ingen værdi for det pågældende stof.

6.3 Udsivning til og opblanding i receptor

Vurderingen af udsivningen til overfladevand foretages i tre trin:

- I første trin – som allerede er udført i forbindelse med stofudvælgelsen – sammenlignes stofkoncentrationen i perkolatet (C_0 -værdien) med kvalitetskrav i receptor. Hvis $C_0 > 5$ gange kvalitetskravet, så indgår stoffet i risikovurderingen.
- I andet trin foretages en sammenligning af den maksimale koncentration ($C'_{\max}$) ved POC beregnet ved anvendelse af GrundRisk Landfill. Hvis $C'_{\max} > \text{kvalitetskravet}$, så foretages fortyndingsberegninger for stoffet.
- I tredje trin foretages en beregning af koncentrationen på kanten af blandingszonen, idet der tages udgangspunkt i den maksimale stofflux (J') ved POC beregnet med GrundRisk Landfill og en fortyndingsfaktor.

Trin 3 Vurdering af opblanding i blandingszonen

Skanderborg Sø må betragtes som en større sø, hvorfor en blandingszone på 50 m anvendes. I /3/ (Miljøstyrelsen 2015) angives en metode til estimering af fortyndingen i bl.a. flere danske søer – herunder Skanderborg Sø. Metoden er beregnet til anvendelse ved screening af jordforureninger med henblik på prioritering af samme i forhold til den offentlige afværgeindsats. I nævnte publikation angives, at der er tilgængelige "fortyndingskort", som det dog ikke har været muligt at lokalisere.

I samme publikation angives på s. 31 "... på baggrund af de øvrige valg af antagelser skønnes det rimeligt at benytte en generel fortyndingsfaktor på 10 gange (ved udsivning af 0,1 l/s) for de søer, som ikke er dækket af modelberegningerne."

Den resulterende koncentration i overfladevandet C_{rec} kan beregnes ud fra stoffluxen og vandflowet, som er beskrevet i /F/ (Miljøstyrelsen, 2019), kapitel 2.4.4 og Bilag 7.

Den beregnede koncentration i overfladevandet, C_{rec} , kan herefter sammenlignes med miljøkvalitetskravet. Hvis miljøkvalitetskravet er overskredet for et eller flere stoffer, så er miljømål i receptor ikke overholdt. Såfremt koncentrationen ikke overskrider miljøkvalitetskravet, er det dog kun et teoretisk resultat, da beregningerne er baseret på data, hvor baggrundskoncentrationen ikke er medtaget, og denne vil kunne medføre, at miljøkvalitetskravet vil blive overskredet ved udsivningen.

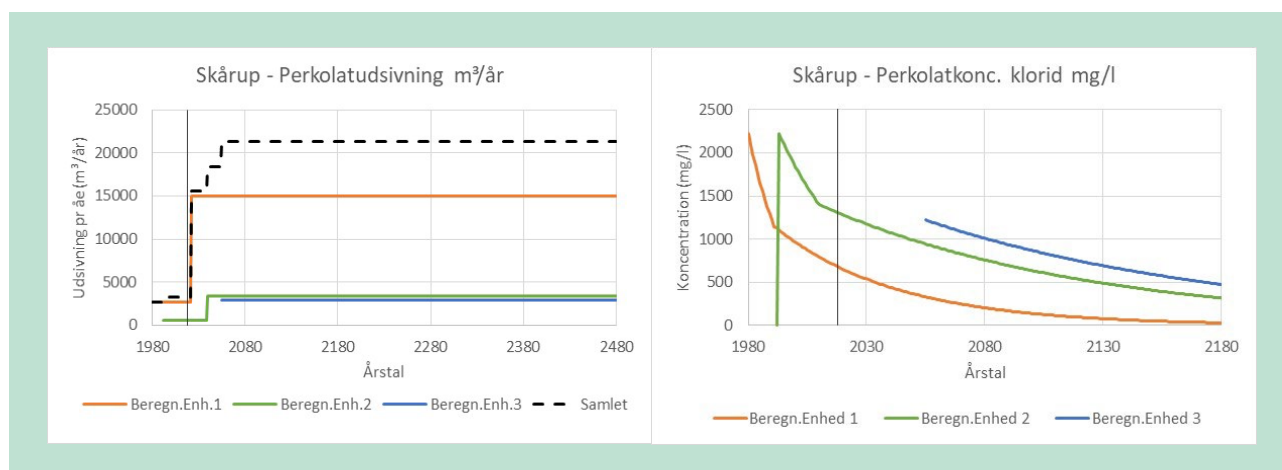
7. Vurdering af resultat

7.1 Resultater af kildestyrkeberegninger

Ved estimering af kildestyrke beregnes for den enkelte beregningsenhed perkolatmængden, der kan forventes at udsive fra enheden og koncentrationen som funktion af tiden og beregnet som årligt gennemsnit.

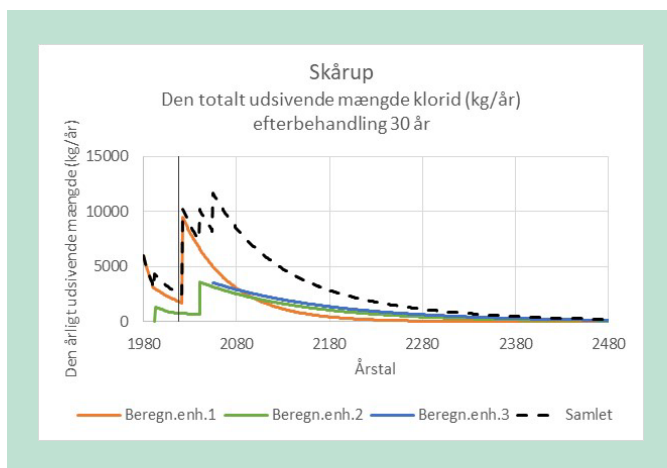
Grafen til venstre i FIGUR 7.1 illustrerer for hver af beregningsenhederne den forventede perkolatudsivning samt den forventede samlede perkolatudsivning fra Skårup over tid. I de første år ses en lav perkolatudsivning, idet enhederne har membran, og hovedparten af perkolatet bortpumpes bortset fra en lille del, der nedsiver til grundvandet på grund af lækage igennem lermembranen i bunden af affaldet. I 2021 vil beregningsenhed 1 under antagelse af at efterbehandlingstiden er 30 år overgå til passiv tilstand, og perkolatudsivningen vil stige, idet bortpumpningen af perkolat indstilles. I henholdsvis 2039 og 2059 overgår beregningsenhed 2 og beregningsenhed 3 til passiv tilstand, hvorfor perkolatudsivningen stiger i disse to år. Herefter er perkolatudsivningen konstant i resten af beregningsperioden.

Grafen til højre i FIGUR 7.1 viser stofkoncentrationen af klorid i perkolatet fra de tre beregningsenheder. Beregningerne for klorid er gennemført med en default kappa-værdi på 0,57.



FIGUR 7.1. Estimeret årlig perkolatmængde, der forventes at udsive (til venstre). Estimerede stofkoncentrationer i perkolatet for jern (til højre), der forventes at sive ud som følge af overgang til passiv tilstand for de 3 beregningsenheder. Den lodrette sorte streg markerer år 2018.

Ved at kombinere de tre grafer til højre i FIGUR 7.1 kan den samlede udsivning af klorid beregnes som vist i FIGUR 7.2. Den samlede udsivning er beregnet som summen af bidragene fra de 3 enheder, idet der ses en top i starten for beregningsenhed 1 og 2 på grund af lækage gennem membranen. Koncentrationerne falder over tid, men ved overgangen til passiv tilstand for hver enhed ses en ny top, da udsivningen af klorid derved øges.



FIGUR 7.2. Grafen viser den estimerede årlige udsivning af klorid (kg/år) ved en efterbehandlingsperiode på 30 år.

7.2 Resultater fra transportmodellen

For stofferne på den stedsspecifikke stoffliste – jf. TABEL 5.6 – er følgende beregnet med GrundRisk Landfill-transportmodellen:

- Påvirkning af grundvandet ved POC_(gv) (dvs. 100 m nedstrøms Skårup)
- Den maksimale koncentration $C'_{\max,gv}$ indenfor en periode af 500 år fra der foregår udsivning til grundvandet fra den første enhed.
- Årstallet for, hvornår den maksimale koncentration forekommer.
- Den maksimale stofbelastning J'_{gv} i kg/år og året for samme.
- Den samlede udledte mængde (kg) over hele beregningsperioden på 500 år.
- Påvirkning af overfladevandet (Skanderborg Sø) ved POC_(rec) (dvs. 800 m nedstrøms Skårup).
- Den maksimale koncentration $C_{\max,ov}$ i grundvandet umiddelbart inden udløb i søen.
- Den maksimale stofbelastning J'_{ov} indenfor den 500-årige periode.

I nedenstående TABEL 7.1 er oplistet resultatet af beregningen af den maksimale koncentration af stofferne ved POC_{GV}, 100 m nedstrøms Skårup. Denne koncentration er sammenlignet med kravværdien for grundvand. For jern (opløst) er den maksimale koncentration beregnet til at forekomme i 1990. Såfremt der findes en grundvandsmoniteringsboring nedstrøms deponeringsanlægget fra daværende tidspunkt, hvori koncentrationen af jern er målt, kan monitoringen evt. anvendes til at verificere modellens nøjagtighed. Dog skal man være opmærksom på at netop jern indgår i redoxprocesser, som modellen ikke kan inddrage i beregningerne. Efter 2018 forventes den maksimale koncentration for jern at forekomme i 2065, og i det følgende gennemføres risikovurderingen i forhold til denne forventede påvirkning. Foruden den maksimale koncentration medtager tabellen også den maksimale stofflux og den samlede udledte mængde.

TABEL 7.1. Resultat af de udførte beregninger, hvor der er anført den maksimale koncentration i grundvandet 100 m nedstrøms lokaliteten og årstallet for, hvornår denne koncentration opnås. For årstal angivet i intervaller er $C'_{\max}$ gældende for alle årene i intervallet. Årstal i parentes viser en $C'_{\max}$, som potentielt kunne have været registreret under de rette forhold. Til sammenligning ses kravværdien for grundvand (KvG) samt hvor mange gange den maksimale grundvandskoncentration overskrider kravværdien. For stoffer skrevet med grønt overholdes kravværdierne. Stoffer skrevet med **fed** forekommer på basisstofflisten. For stoffer skrevet med rødt, er beregningen baseret på default-værdier for C_0 .

Stof	$C'_{\max}$ i grundvand ($\mu\text{g/l}$)	Årstal	Kravværdi for grundvand (KvG) ($\mu\text{g/l}$)	Overskridelse af KvG (gange)	J'_{KvG} (Kg/år)	Samlet udløste mængde (kg)
Barium	31	2344	700	Nej	0,419	80
Bisfenol A	$1,3 \cdot 10^{-6}$	2032-2480	F.I	i.r.	$8 \cdot 10^{-9}$	<0,001
Bor	6.900	2025-2480	300	23	147	66.191
Cobolt	8,1	2025-2480	5	1,62	0,172	78
Fenol	<0,001		0,5	Nej	0	0
Jern (opløst)	18.200 (36.160)	2065 (1990)	200	91	197 (426)	12.820 (18.467)
Klorid	1.035.000	2065	250.000	4,14	11.117	1.511.520
Mangan	14.160	2025-2480	50	283	301	135.835
Natrium	517.900	2097	175.000	3	5.560	67.970
Nonylfenol	1,3	2088-2480	20	Nej	0,3	11
Selen	0,56	2334	10	Nej	0,006	2
Sølv	0,0025	2018	10	Nej	0,0006	1,4
2-methylfenol	3,8	2025-2480	0,5	7,55	0,081	36
4-methylphenol	14,6	2025-2480	0,5	29	0,311	140
Xylenoler [#]	6,3	2025-2480	0,5	12,5	0,134	60
Total-N	45.400	2118	50	908	521	64.254
Total-P	1.300	2025-2480	i.r.	i.r.	27,7	12.417

i.r. Ikke relevant.

Nej Den beregnede grundvandskoncentration er lavere end kravværdien.

Kravværdien for grundvand for xylenoler er generelt fenolkraft til drikkevand.

I TABEL 7.2 er listet resultatet af den maksimale koncentration af stoffet i grundvandet umiddelbart før udsivning til Skanderborg Sø (POC_{OV}). Denne koncentration er sammenlignet med miljøkvalitetskravet for indlandsvand (ILVK). For jern (opløst) er den maksimale koncentration beregnet til at være forekommet i 2001. Efter 2018 forventes den maksimale koncentration for jern at skulle forekomme i 2076. Det er denne værdi, der er foretaget vurdering i forhold til.

For de stoffer, hvor koncentrationen er højere end ILVK, er der foretaget en beregning af vandkoncentrationen på kanten af blandingszonen i søen (C_{rec}) ud fra den maksimale stofflux (J'_{OV}) jf. ligning 5 i kapitel 6.3. Denne koncentration er ligeledes sammenlignet med miljøkvalitetskravet for overfladevand.

TABEL 7.2. Resultatet af de udførte beregninger, hvor der er anført den maksimale koncentration i grundvandet umiddelbart inden udløb i Skanderborg Sø ($C'_{\max,OV}$) dvs. 800 m nedstrøms lokaliteten, og året for, hvornår denne koncentration opnås. For årstal angivet i intervaller, er $C'_{\max}$ gældende for alle årene i intervallet. Til sammenligning ses miljøkvalitetskrav for indlandsvand (ILVK), samt hvor mange gange den maksimale koncentration i tilløbet overskrider miljøkvalitetskravene. Stoffer skrevet med grønt overholder miljøkvalitetskravene, såfremt de findes. For de øvrige stoffer er foretaget en beregning af koncentrationen på kanten af blandingszonen i søen (C_{res}) ud fra den maksimale stofflux (J'_{OV}), se afsnit 6.3. Denne koncentration er ligeledes sammenlignet med miljøkvalitetskravene. For stoffer skrevet med rødt, er beregningen baseret på default-værdier for C_0 .

Stof	$C'_{\max,OV}$ (µg/l)	J'_{OV} (kg/år)	Årstal	ILVK (µg/l)	Overskridelse af ILVK v. ud- sivnings- punkt (gange)	C_{res} (µg/l)	Overskridelse af ILVK efter opblanding (gange)
Barium	0	0	>	19	Nej	i.r.	i.r.
Bisfenol A	0	0	>	0,1	Nej	i.r.	i.r.
Bor	6.900	146,8	2056- 2480	94 ^b	73	4.665	50
Cobolt	8,1	0,172	2056- 2480	0,28	29	5	18
Fenol	0	0	-	7,7	Nej	-	i.r.
Jern (opløst)	17.092	195	2076	I.KK	i.r.	6.183	i.r.
Klorid	868.267	11.062	2076	I.KK	i.r.	351.000	i.r.
Mangan	14.160	301	2056- 2480	150 ^b	94	9.545	64
Natrium	434.469	5532	2108	I.KK	i.r.	175.400	i.r.
Nonylphenol	1,3	0,03	2272- 2480	0,3	4,33	0,95	3,2
Selen	0,26	0,004	2480	0,1	2,6	0,14	1,4
Sølv	0,0025	0,0006	2076	0,017	Nej	0,0019	Nej
2-methylfenol	3,8	0,081	2056- 2480	I.KK	i.r.	2,57	i.r.
4-methylfenol	14,6	0,311	2056- 2480	I.KK	i.r.	9,86	i.r.
Xylenoler/ dimethylfenol [#]	6,3	0,134	2056- 2480	13,1	Nej	4,24	Nej
Total-N	4.2711	521	2190	i.r.	i.r.	i.r.	i.r.
Total-P	1.300	27,66	2056- 2480	i.r.	i.r.	i.r.	i.r.

b Kvalitetskravet er for denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration.
jf. bekendtgørelse 1625 /6/

Mjlkvalitetskravet for xylenoler/dimethylfenol (sum af 6 isomerer af dimethylfenol)

- Stoffet nedbrydes inden POC

Nej Den beregnede koncentration er lavere end kvalitetskravet inden opblanding

I.KK Der findes ikke kvalitetskrav for det pågældende stof

i.r Ikke relevant

Stoffer, der overholder kvalitetskravene

For stofferne barium, bisfenol-A (der er ikke fastsat et KvG for dette stof) fenol og sølv er de beregnede maksimale grundvandskoncentrationer lavere end kravværdierne for grundvand

(KvG) og lavere end miljøkvalitetskravet for indlandsvand (ILVK), såfremt en eller flere af kravene er fastlagt.

Stoffer, der overskrider kvalitetskravene

Stofferne bor, cobolt og mangan overskrider både kvalitetskravene KvG og ILVK ud fra beregningerne med GrundRisk Landfill. Også ved beregning af koncentration på kanten af blandingssonen i søen giver beregningerne overskridelse af ILVK for disse stoffer.

Stofferne jern (opløst), klorid, natrium, 2-metylphenol og 4-metylphenol overskrider kravværdierne for grundvand, mens der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav for stofferne i overfladevand.

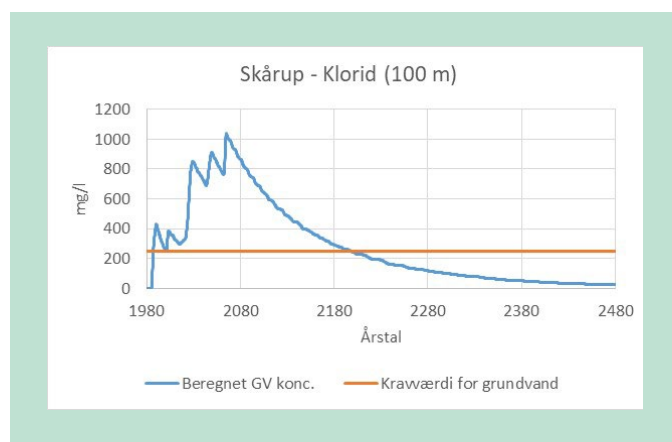
Stofgruppen xyleneoler og total-N overskrider KvG, men overholder ILVK, hvor xyleneoler er kravsat, mens det ikke er relevant for total-N.

Stofferne nonylphenol og selen overskrider ILVK, men overholder KvG.

Vurdering af de enkelte stoffer

Specielt mangan kan på baggrund af beregningerne forventes at give høje overskridelser af kravværdierne for grundvand (KvG), mens cobolt, bor og mangan giver de største overskridelser i forhold til miljøkvalitetskravene (ILVK).

For klorid ses mindre overskridelser af kravværdien for grundvand (ca. faktor 4), men klorid ikke har et miljøkvalitetskrav for overfladevand. Optegnes et kurveforløb over den beregnede udvikling i grundvandskoncentrationen (100 m nedstrøms) ses, at kravværdien vil være overskredet over en periode på ca. 200 år. Det er også tydeligt, at overskridelsen skyldes overgangen til passiv tilstand for de tre beregningsenheder.



FIGUR 7.3. Udvikling i den maksimale grundvandskoncentration ved POC 100 m nedstrøms Skårup for klorid.

For bor, cobolt og mangan ses større overskridelser af kvalitetskravene. Hvis man indregner fortyndingen ved udsivning fra grundvand til søen, ligger overskridelsen på mellem 19 og 64 gange miljøkvalitetskravene for søen.

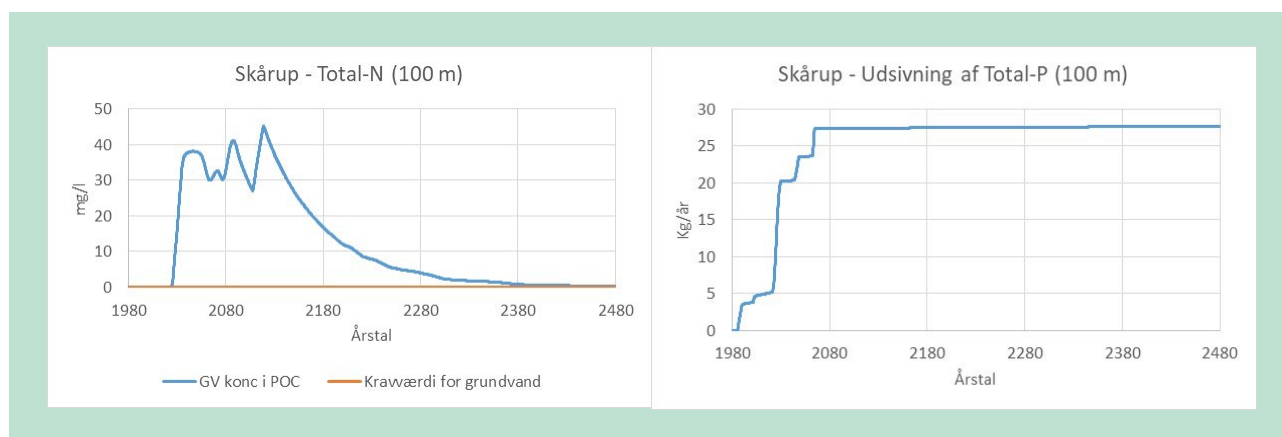
For alle tre stoffer er beregningerne i mangel af oplysninger foretaget med en kappa-værdi på 0, hvilket svarer til konstant kildestyrke og må anses for at være en konservativ tilgang. Kappa-værdien har stor betydning for resultatet af beregningerne.

7.3 Beregninger for næringsstoffer

I lighed med de miljøfarlige forurenende stoffer kan der for næringsstofferne foretages kildestyrkeberegning og efterfølgende stoftransportberegninger med GrundRisk Landfill til bestemmelse af den tidlige udsivning til overfladevandet.

For kvælstof er kildestyrkeberegningen foretaget med en default kappa-værdi på 1,08. Herefter er der foretaget beregninger vha. GrundRisk Landfill-modellen; én hvor $K_d=1$ ($R=\text{ca. } 10$) og én med $K_d=0$ ($R=1$). Transporten af kvælstof i jord og grundvand er forholdsvis kompleks. For at kunne gennemføre risikovurderingen har det været nødvendigt at se bort fra processer, hvor kvælstof indgår i biologiske aktiviteter, og antage at stoftransporten af kvælstof udelukkende sker enten som den monovalente kation (NH_4^+) eller som en anion (NO_2^- , NO_3^-). Som anion vil stofspredningen ske med samme hastighed som grundvandet ($R=1$ svarende til $K_d=0$), mens kationen vil spredes med en hastighed der er ca. 1/10 del af grundvandets hastighed ($R=10$ svarende til $K_d=1$).

For fosfor er beregningerne foretaget for fosfat. I kildestyrkeberegning er anvendt en kappa-værdi på nul svarende til konstant kildestyrke. Herefter er der foretaget en stoftransportberegning med $K_d=0$ ($R=1$), idet det antages, at transporten af fosfat i jord og grundvand sker som anion (PO_4^{2-}). Resultaterne af beregningerne kan ses i TABEL 7.1 og i TABEL 7.2.



FIGUR 7.4. Tidlig udviklingen i den maksimale grundvandskoncentration ved POC 100 m nedstrøms Skårup for henholdsvis kvælstof og fosfor.

I Bilag 2 i Vandområdeplan 2015-2021 er angivet et krav til reduktion af fosfor primært fra landbruget på 1.215 kg/år i forhold til baseline på 3.292 kg/år.

Udsivningen af fosfor til grundvandet og dermed Skanderborg Sø fremgår af TABEL 7.2, udgør ca. 28 kg om året. Dette svarer til mellem 1 % og 1,5 % af den totale mængde fosfor som ledes til Skanderborg Sø om året. Dette er endda estimeret på basis af en meget konservativ antagelse om, at kildestyrken fortsætter uændret over de næste 500 år.

For kvælstof ses grundvandskoncentrationer, der ligger væsentligt over DVK. Samtidigt må det forventes, at baggrundskoncentrationen af ammonium i grundvandet er høj, da Skårup er beliggende i landbrugsområde. Dette er ikke medregnet i de beregnede værdier. Selv om beregningerne for ammonium er konservative, idet de ikke har medtaget omdannelse af ammonium til frit kvælstof eller andre kvælstofforbindelser, så vurderes det, at påvirkningen af grundvandet vil bevirke, at DVK ikke vil kunne overholdes, når baggrundskoncentrationerne medtages.

Ifølge /20/ (DMU, 2001) var den samlede tilførsel af kvælstof til Skanderborg Sø ca. 255 tons om året. Dermed svarer den maksimale årlige udsivning til Skanderborg Sø på 521 kg/år til ca. 2 promille af kvælstoftilførslen i 2001 fra perkolatet.

8. Konklusioner

8.1 Overordnet konklusion

Nærværende beregninger er gennemført for at give et eksempel på, hvordan en risikovurdering kan gennemføres for et deponeringsanlæg – Skårup – der er beliggende ikke-kystnært, og hvor nærmeste overfladevand er en større sø. Resultaterne af risikoberegningerne viser den beregnede påvirkning i perioden frem til 2480, idet det er forudsat, at efterbehandlingstiden for de enkelte deponeringsenheder er 30 år.

Beregningerne foretages i forhold til to receptorer, der er henholdsvis det terrænnære grundvand og Skanderborg Sø. I modellen er det antaget, at Skårup er den eneste kilde til påvirkning af receptorerne, og at der således ikke er andre anlæg eller aktiviteter med udledning til grundvandet og Skanderborg Sø, som giver påvirkning med samme stoffer. Vurderingens resultat er derfor alene et billede af, om Skårup kan give anledning til en manglende overholdelse af gældende miljømål og kvalitetskrav over tid. Vurderingerne er ligeledes gennemført uden hensyntagen til den naturlige baggrundskoncentration i grundvand og overfladevand.

For Skårup er vurderingerne gennemført på det foreliggende datagrundlag, og det har kun delvist været muligt at bestemme de stofspecifikke modelparametre til kildestyrkemodulet. Nogle C_0 -værdier er bestemt ud fra konkrete målinger af perkolatets kvalitet i Skårup, mens det for andre stoffer har været nødvendigt at anvende default-værdier. Det har ikke været muligt at bestemme stedsspecifikke kappaværdier, hvorfor der er anvendt default kappa-værdier. For stoffer, hvor der ikke foreligger default kappa-værdier, er værdien 0 anvendt. Dette forventes at give konservative resultater. GrundRisk Landfill er anvendt til beskrivelse af stoftransporten, og det har været nødvendigt at anvende en forsimplet geologisk og hydrogeologisk model, som ligeledes forventes at give konservative resultater. Punkter til vurdering af forventet påvirkning fra deponeringsanlægget over tid (POC'er) er udpeget i grundvand 100 m nedstrøms deponeringsanlægget og Skanderborg Sø 800 m nedstrøms.

Estimering af kildestyrken og beregninger af stoftransport i jord og grundvand viser, at på det foreliggende datagrundlag ikke kan udelukkes, at der for visse miljøfarlige forurenende stoffer vil kunne forekomme overskridelse af gældende kvalitetskrav i såvel grundvand som i Skanderborg Sø. For visse stoffer tyder beregningerne på, at overskridelserne kan komme til at finde sted over en længere årrække (mere end 200 år).

For næringsstoffer (kvælstof og fosfor) er det belastningen, som vurderes ift. målopfyldelse i Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn, /10/. Der er sat et mål om, at receptorens økologiske kvalitet skal forbedres, og der er specielt i denne forbindelse fokus på fosfor i forhold til Skanderborg Sø. Det er beregnet, at udsivningen af fosfat fra Skårup til Skanderborg Sø udgør mellem 1 % og 1,5 % af den samlede tilledning af fosfat til søen, hvilket må anses for beskedent. Der er i Vandområdeplan 2015-2021 ikke opsat miljømål for kvælstof. Den beregnede maksimale udsivning af kvælstof til Skanderborg Sø udgør ca. 2 promille af den mængde kvælstof, der blev udledt til søen ved opgørelse i 2001. For kvælstof viser beregningerne, at kravværdien i grundvand ikke kan overholdes.

På det foreliggende datagrundlag og med den anvendte stoftransportmodel kan det ikke udelukkes, at Skårup ved overgang til passiv tilstand efter 30 år for hver af beregningsenhederne, vil give anledning til manglende opfyldelse af miljømål og en overskridelse af gældende kvalitetskrav for indlandsvand og grundvand inden for de kommende 500 år.

Anbefalinger

Det anbefales at forbedre datagrundlaget for beregning af de stedsspecifikke modelparametre, især kappa-værdier, hvorved der kan opnås et mindre konservativt/mere realistisk billede af kildestyrken, som forventes at aftage over tid.

De hydrogeologiske forhold, herunder størrelsen af den umættede zone under bunden af deponeringsenhederne, har stor betydning for såvel resultatet af den beregningsmæssige risiko som deponeringsanlæggets reelle påvirkning af grundvand og overfladevand. I nærværende beregningseksempel er der taget udgangspunkt i konservative antagelser, f.eks. en begrænset umættet zone på kun 1 m og en direkte spredningsvej fra deponeringsanlægget til POC i henholdsvis grundvand og overfladevand. Det anbefales at dokumentere de hydrogeologiske forhold bedre, så der kan opnås et mindre konservativt /mere realistisk billede af den fremtidige påvirkning af grundvand og overfladevand.

Det anbefales desuden at udvide monitoringsprogrammet for perkolatet til minimum at omfatte alle stoffer på basisstoflisten.

Endelig kan det anbefales at gå i dialog med relevante myndigheder vedrørende manglende kvalitetskrav for øvrige relevante stoffer.

For at få et fyldestgørende billede af påvirkningen er det ligeledes nødvendigt at inddrage baggrundskoncentrationer i såvel grundvand som overfladevand og få et bedre billede af hydrogeologien ved anvendelse af en numerisk model.

8.2 Konklusioner af kildestyrkeberegningen

8.2.1 Stofkoncentrationer – C_0 -værdier

Der er udarbejdet en stedsspecifik stofliste jf. TABEL 5.6 over de stoffer der som minimum skal indgå i risikovurderingen. Ud for analyseresultaterne fra monitoringsprogrammet udregnes C_0 -værdier (startkoncentrationen). Hovedparten af stofferne på listen indgår i det nuværende monitoringsprogram, men for de stoffer, der ikke indgår, har det været nødvendigt at anvende default-værdier for C_0 . Som udgangspunkt bør default-værdier, der anvendes i vurderingerne, eftervises ved målinger i perkolatet. For følgende stoffer er risikoberegningerne gennemført med default-værdier for C_0 , da der ikke foreligger perkolatdata: bisfenol-A, bor og nonylfenol.

For atrazin, klorfenoler og MCCP, der er opført på den stedsspecifikke stofliste, er der ikke grundlag for at foretage en beregningsmæssig risikovurdering, idet der ikke foreligger anvendelige C_0 -værdier, hverken i form af perkolatanalyser eller default-værdier. Alle tre stoffer er på basisstoflisten for blandet affald, regnes for mobile og har et fastsat kvalitetskrav i POC. Det anbefales derfor, at alle tre stoffer indgår i den fremtidige monitoring for de relevante enheder.

8.2.2 Kappa-værdier

De foreliggende perkolatdata fra perkolatmonitoringsprogrammet kan ikke anvendes til fastlæggelse af kappa-værdier. For stoffer, hvor der ikke foreligger en default kappa-værdi i litteraturen er kappa-værdien sat til 0 (ingen udvikling i stofkoncentrationen i perkolatet). Som det fremgår af den lokalspecifikke stofliste i TABEL 5.6, så er der kun fundet default kappa-værdier for seks stoffer (ammonium-N, barium, fenol, jern, klorid og selen). For de resterende seksten stoffer er beregningerne gennemført med en kappa-værdi på 0, hvilket er en meget konservativ betragtning.

Det bør overvejes at iværksætte tiltag til bedre fastlæggelse af L/S-forholdet, således at der på et tidspunkt vil kunne opstille stedsspecifikke kappa-værdier, idet der for ingen af værdierne er

fastlagt en kappa-værdi. For 9 ud af de 13 stoffer ikke er en default-værdi for kappa og dermed er den sat til være lig med 0. For stoffer der overholder kvalitetskravene er det 2 ud af 3.

8.3 Konklusioner af beregninger med GrundRisk Landfill

Mange af de data der indgår i transportberegningerne, er som udgangspunkt enten default-værdier eller beregnede værdier:

- Retardation (R eller Kd): beregnede værdier, hvor beregningerne er baseret på litteraturværdier.
- Nedbrydningskonstanter (vertikalt og horisontalt): litteraturværdier.
- Grundvandshastighed: beregnede værdier, hvor beregningerne er baseret på litteraturværdier.
- Porøsitet og vandindhold: litteraturværdier.
- Nettonedbør: litteraturværdier.
- Dispersivitet: beregnede værdier, hvor beregningerne er baseret på litteraturværdier.
- Stofkoncentrationer og vandflux: fra kildestyrkeberegningen.

En generel vurdering af betydningen af usikkerheden af de enkelte faktorer er beskrevet i kapitel 3 i /F/ (Miljøstyrelsen, 2019). I det følgende gives en kort vurdering af den konkrete betydning for Skårup.

Manglende data om mobilitet

For de stoffer, hvor der ikke er oplyst en Kd-værdi, kan der eventuelt søges supplerende oplysninger vedrørende stoffernes transportegenskaber (Kd-værdi). Formålet hermed vil være at inddrage stoftilbageholdelse i risikovurderingen. Kd har dog forholdsvis lille betydning for risikovurderingen, medmindre Kd er så stor, at stoffet kan udelades af risikovurderingen. For Skårup er det for stofferne bor, cobolt, jern (opløst), mangan, natrium, sølv, 2- og 4-methylphenol og xyleneoler der mangler en Kd-værdi.

Nedbrydelighed

For de organiske stoffer kan nedbrydeligheden have stor indflydelse på, om stoffet udgør en risiko eller ej. Der bør dog kun søges supplerende oplysninger for stoffer, hvor beregninger uden nedbrydning har vist, at stoffet giver en overskridelse af kvalitetskravene i POC. For Skårup er der ingen stoffer, hvor dette er tilfældet.

Data om geologi og hydrogeologi

For Skårup foreligger en god geologisk og hydrogeologisk redegørelse i form af en opdateret hydrogeologisk model /1/ (Miljøministeriet, 2009), som er kopieret i uddrag i Bilag 1. Den viser dog et kompliceret billede af hydrologien, som vil kunne forbedres ved at anvende en numerisk model. Beregningerne har vist, at afstanden fra deponeringsanlæggets bund og grundvandsmagasinet (den umættede zone) har stor betydning for vurderingen af påvirkningen af grundvandet. For Skårup er det vurderet, at det ikke er nødvendigt med supplerende dataindsamling ved anvendelse af GrundRisk Landfill, for at forbedre denne eksempelberegning.

8.4 Manglende kvalitetskrav

Der er stoffer, som jf. /1/ (Miljøministeriet, 2009), bør medtages i en risikovurdering, men hvor der ikke foreligger minimum ét kvalitetskrav i enten overfladevand (ILVK) eller grundvand (KvG). For disse kan der ikke gennemføres en konkret risikovurdering af, om påvirkningen af receptor er acceptabel. I TABEL 8.1 er givet en liste over de stoffer, der forekommer på den stedsspecifikke stoffliste, men hvor der ikke forekommer kvalitetskrav og hvor Kd er mindre end 15.

TABEL 8.1 Tabel over stoffer der fremgår af basisstofflisten (anført med **fed skrift**) eller er påvist i perkolatet, hvor der ikke foreligger kvalitetskrav for enten overfladevand, grundvand eller begge, samt hvor Kd<15 eller det ikke er muligt at finde en Kd.

Stof	ILVK	KvG
Acenaphthen	3,8	F.I
Antimon	113	2
Barium	19	700
Bisfenol A	0,1	F.I
Dikloretan	10	1
Dikloreterer	6,8	1
Dimetylfenoler	13,1	0,5
Fluoren	2,3	F.I
Jern (opløst)	F.I	200
Kalium	F.I	F.I
Klorbenzener	0,4	F.I
Klorid	F.I	250.000
Kresoler	100	F.I
Natrium	F.I	175.000
Nitrat	F.I	50.000
Phenanthren	1,3	F.I

F.I Findes ikke

Det anbefales at det i samarbejde med miljømyndigheden aftales, hvilke stoffer der bør opstilles lokale kravværdier for. Til at understøtte denne beslutning er der behov for beregninger, som f.eks. vist i dette beregningseksempel, således det kan vurderes om bidraget fra deponeringsanlægget er en uvæsentlig påvirkning eller ej.

Bilag 1. Geologi og hydrogeologi

Kilde; Bilag til Afgørelse om Overgangsplan og revurdering for: Affaldscenter Skårup, Oddervej 75, Skanderborg. 31-12-2009, /1/

Geologi – afsnit 8.2 i overgangsplanen

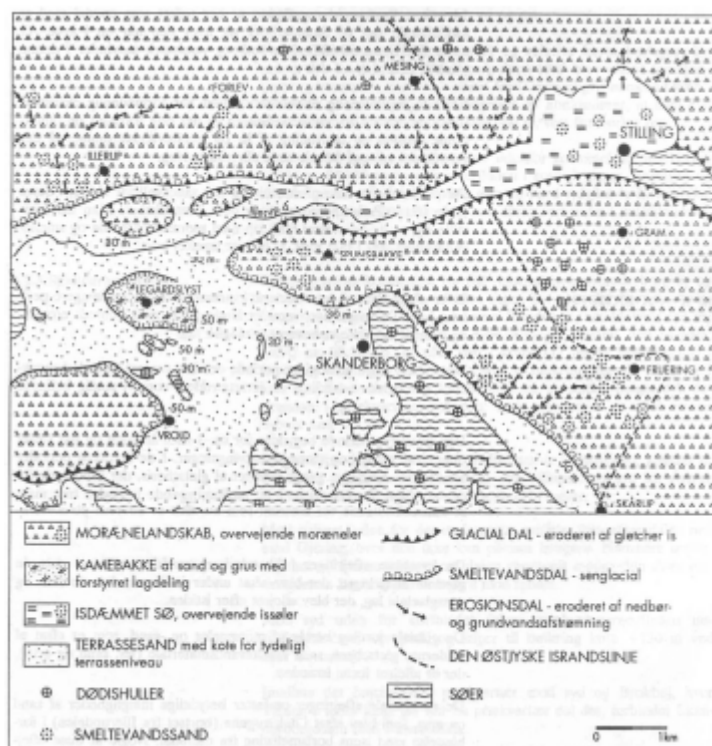
"Skårup er beliggende på toppen af den nordøstlige dalside for Skanderborg Sø systemet. Terrænet er karakteriseret ved store højdeforskelle, som følge af aktiviteter fra dybereliggende forkastningssystemer, glacialtektonik samt sen- og postglacial erosion. På Overgangsplan - Deponeringsanlægget på Affaldscenter Skårup 39 figur 4 ses er morfologisk kort over geologien i overfladen og de væsentligste landskabselementer.

Anlægget er anlagt i en tidligere råstofgrav, hvor der er udvundet sand og grus. De geologiske lag under lossepladsen er domineret af tertiære sand- og lerflejringer, hvorimod lagene syd-vest for lossepladsen mod Skanderborg Sø er domineret af sandlag afsat af smeltevandsflo-der i sen-glacialtiden.

Forskellige jordbundsundersøgelser i forbindelse med anlæggelsen af de enkelte etaper på Skårup har påvist forekomsten af vandstandsende moræneler ½-1,5 meter under den oprindelige grusgravs overflade. Dybereliggende grundvand fandtes i tertiære sandlag ca. 15 meter under overfladen.

I 1998 foretager Carl Bro på vegne af Århus Amt en omfattende miljøteknisk undersøgelse, med det formål at belyse risikoen for vandindvindingen i området. På basis af et antal borer og geoelektrisk kortlægning opsættes bl.a. et geologisk profilsnit som ses på Bilag 5g og 5h. Her fremgår det, at Skårup er beliggende oven på en ca. 10-12 meter tykt lag af glimmerler, som stedvist er overlejret eller gennembrudt af tynde lag af sand og silt /9/.

COWI vurderer i 2002 (Bilag 7b) at der under den østlige del af Skårup findes mindst 8 meter glimmerler fra kote 62 og ned.

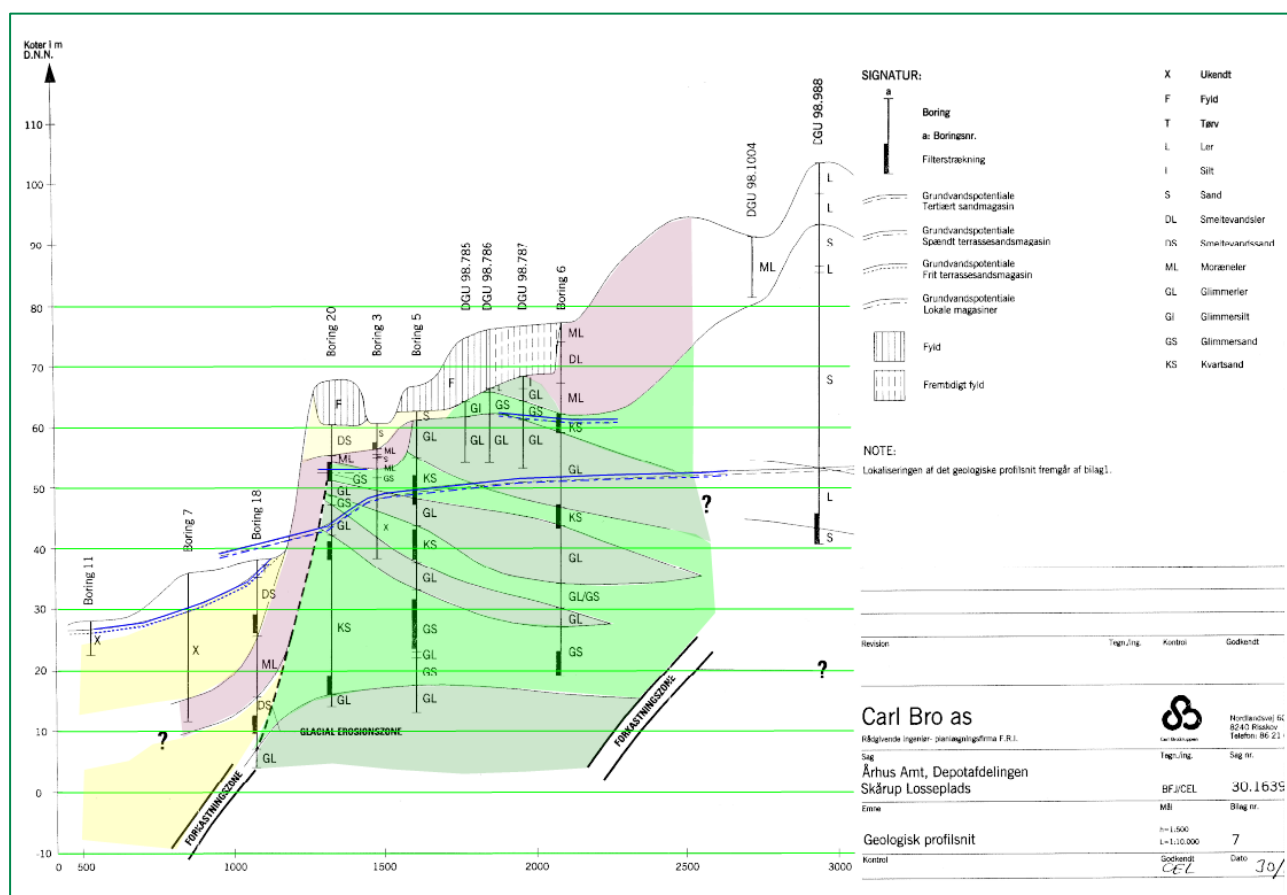


Figur 4: Morfologisk kort der viser geologien i overfladen og de væsentligste landskabselementer /7/

Overgangsplan - Deponeringsanlægget på Affaldscenter Skårup 40 Området er generelt kompliceret geologisk opbygget, og det er vanskeligt entydigt at beskrive de forekommende geologiske lag. Se Bilag 5h. Der henvises endvidere til rapporten "Rapport for miljøtekniske undersøgelser på Skårup" /7/ for mere detaljerede oplysninger."



Placering af geologisk snit.



Geologisk snit gennem Skårup

Hydrogeologi - afsnit 8.3 i overgangsplanen

"Grundvandsforholdene i området er komplicerede på grund af de komplicerede geologiske forhold, der udgør rammerne for grundvandsmagasinerne udbredelse og strømmingen i og mellem de enkelte magasiner. Der er af hensyn til overskueligheden foretaget en opdeling af grundvandsmagasinerne i 4 kategorier:

- Regionalt tertiært sandmagasin*
- Spændt terrassesandsmagasin*
- Frit terrassesandsmagasin*
- Lokale magasiner*

Den overordnede strømningsretning i de tre første kategorier er mod sydvest mod Skanderborg Sø. Afstrømningen i de lokale magasiner kendes ikke præcist på grund af for få boreoplysninger. De tertiære sandaflejringer, der træffes under og øst for deponeringsanlægget, vurderes til at udgøre et udbredt sammenhængende grundvandsmagasin. Forekomsten af de skråstillede lag af glimmerler bevirker, at den hydrauliske forbindelse i magasinet er af forskellig karakter.

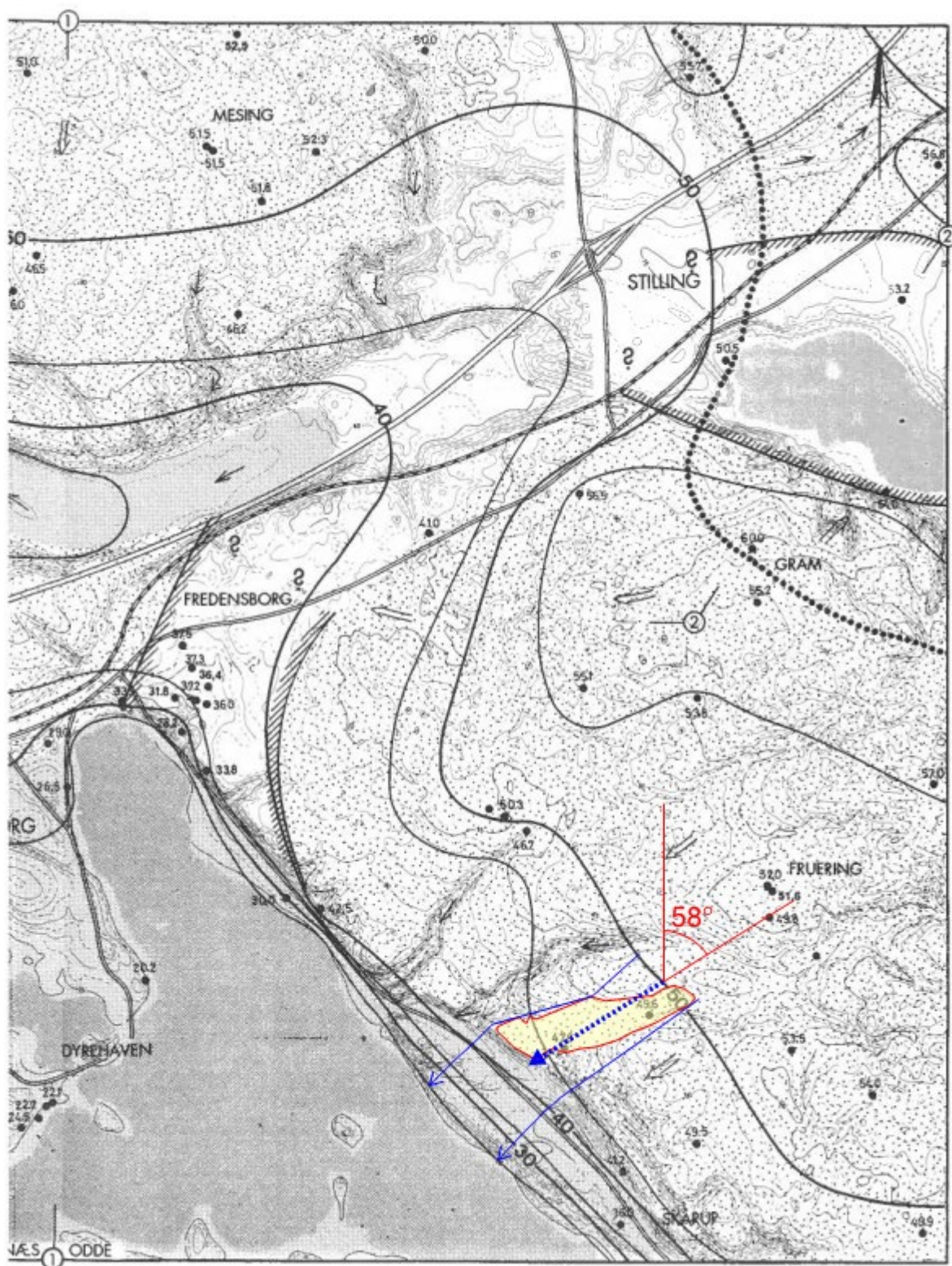
I området sydvest for deponeringsanlægget, mellem skræntfoden og Skanderborg Sø, findes et frit grundvandsmagasin i aflejringer af smeltevandssand (terrassesand).

I området sydvest for anlægget, mellem skræntfoden og Skanderborg Sø, findes et spændt, stedvist ægte artesiske grundvandsmagasin i aflejringerne af smeltevandssand. Magasinet er adskilt fra det øverste frie magasin af moræner.

De registrerede grundvandsmagasiner vurderes til kun at have en lokal udbredelse.

Det kan forventes, at der stedvis i sandaflejringerne forekommer lokale, hængende grundvandsmagasiner, der opretholdes af de forekommende lerlag.

I marts 2002 konkluderer COWI, at grundvandsspejlet befinder sig 6-34 meter under Skårups bund og, baseret på Rapport for miljøtekniske undersøgelser, 1997 (se Referencer), at gradienten og grundvandsstrømmen er nedadrettet. Se Bilag 7a."



Grundvandspotentiale (primært magasin) og strømningsretning.

Bilag 2. Fastlæggelse af C_0 og K_d for stoffer på den stedsspecifikke stofliste

For de stoffer, hvor der foreligger analysedata for perkolatet, er der foretaget en beregning af max, min, gennemsnit og 90 % fraktil. Som udgangspunkt svarer C_0 til den højest målte koncentration, men der kan forekomme såkaldte "outliers", dvs. målinger der ligger meget højere eller meget lavere end de øvrige målinger. Ved bestemmelse af C_0 skal der ses bort fra outliers. Outliers kan f.eks. identificeres, hvis $C_{\max} > 90$ % fraktilen.

En speciel udfordring er at søge at estimere kildestyrkekoncentrationerne for etape 1. Da der ikke sker en opsamling og analyse af perkolatet fra etape 1 er C_0 -værdier i stedet estimeret ud fra monitoringsdata af grundvandet i monitoringsboring O19 umiddelbart under etape 1. Grundvandskoncentrationerne omregnes til stofkoncentrationer i perkolatet, idet der antages en fortyndingsfaktor på 10,5, svarende til at perkolatet opblandes i de øverste 1,5 m af den mættede zone. Dette forventes at være en konservativ antagelse. Til sammenligning regner GrundRisk Landfill kun med en fortyndingsfaktor på 3,6 svarende til opblanding i de øverste ca. 0,5 m. Alternativt kunne man have anvendt default-værdier for C_0 for nedlagte lossepladser eller for blandet affald. De beregnede C_0 -værdier er typisk væsentligt højere end default-værdierne for nedlagte lossepladser, men på niveau med default-værdierne for blandet affald.

For de stoffer, hvor der ikke foreligger tilstrækkelige perkolatdata, er det nødvendigt at benytte default-værdier. Default-værdierne fremgår bl.a. af tabel 5.3 i /B1/ (Miljø- og fødevareministeriet, 2018b). Alle de stoffer der indgår i basisstoflisten og af perkolatdata fremgår af Bilag 3.

C_0 -værdierne for hver beregningsenhed anvendes i kildestyrkeberegningerne. Ved screening af hvilke stoffer der skal indgå på den stedsspecifikke stofliste, anvendes den maksimale C_0 -værdi for hvert stof, se tabellen i bilag 3. De stoffer, det er valgt at foretage risikovurdering i forhold til den stedsspecifikke stofliste, er vist i TABEL 8.2.

TABEL 8.2. Den stedsspecifikke stofliste med angivelse af C₀-værdier (både de målte værdier og default-værdier angivet med **rødt**, kappa-værdier (alle er default-værdier) samt kvalitetskrav for overfladevand (ILVK) og grundvand (KvG). Desuden er udregnet den nødvendige attenuering (NA) for at C₀ reduceres til kvalitetskravet. Hvis der anvendes default-værdi for C₀ angives stoffet med **rødt**. Stoffer angivet med **fød** er fra basisstoflisten.

Stof	C ₀ µg/l	Default C ₀ - værdi µg/l	Kappa	Kd l/kg	ILVK µg/l	NA- ILVK Gange	KvG µg/l	NA- KvG Gange
Ammonium-N	322.500	690.000	1,08	F.I	F.I	i.r.	50	6.450
Atrazin	i.m.	F.I	F.I	0,058	F.I	i.r.	0,1	i.r.
Barium	240	F.I	0,15	14	19	12,6	F.I	i.r.
Bisfenol-A	i.m.	22	F.I	0,5	0,1	220	F.I	i.r.
Bor	i.m.	6.900	F.I	F.I	94	73,4	300	23,0
Cobolt	8,1	F.I	F.I	F.I	0,28	28,9	5	1,62
Fenol	13	5,1	3,4	0,0048	7,7	1,7	0,5	26,0
Jern (opløst)	236.100	40.000	1,63	F.I	F.I	i.r.	200	1.181
Kalium	1.073.400	1.400.000	F.I	F.I	F.I	i.r.	F.I	i.r.
Klorfenoler	i.m.	F.I	F.I	0,22	3,4	i.r.	0,1	i.r.
Klorid	2.223.000	2.800.000	0,57	0	F.I	i.r.	250.000	8,89
Mangan	14.160	2.200	F.I	F.I	150	94,4	50	283
MCCP	i.m.	F.I	F.I	0,0002	18	i.r.	0,1	i.r.
Natrium	1.112.400	1.700.000	F.I	F.I	F.I	i.r.	175.000	6,36
Nonylfenol	i.m.	1,3	F.I	2,2	0,3	4,33	20	0,07
Selen	1,61	F.I	0,38	5	0,1	16,1	10	0,16
Total-P	1.300	F.I	F.I	0	F.I	i.r.	F.I	i.r.
Sølv (Ag)	1	F.I	F.I	F.I	F.I	58,8	10	0,10
1,1-Diklo- rethen	0,132	F.I	F.I	0,024	6,8	0,02	1	0,13
1,1-diklorethan	0,486	F.I	F.I	0,011	10	0,05	1	0,49
1,2-Diklo- rethen (cis+trans)	0,299	F.I	F.I	0,022	6,8	0,04	1	0,30
Dimetylfenoler	28,47	F.I	F.I	0,036	1,31	21,7	0,5	56,9
Magnesium (Mg)	117.360	F.I	F.I	F.I	50.000	2,35	50.000	2,35

i.m. Ikke målt. Der foreligger ingen perkolatanalyser for det pågældende stof.

F.I. Findes ikke.

i.r. Ikke relevant.

Beregning af Kd-værdier

Som input til stoftransportdelen skal der for de enkelte stoffer vurderes en værdi for K_d (fordelingskoefficient mellem jord og vand). I Bilag 3 til /B1/ (Miljøstyrelsen, 2018b) er angivet forslag til K_d-værdier for en række stoffer, disse værdier er medtaget i regnearket "Samlet stofliste.xlsx".

For de organiske stoffer beregnes K_d-værdien ud fra K_{oc} (Fordelingen mellem organisk kulstof og vand) og indholdet af organisk stof i sedimentet – f_{oc} ud fra formelen $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$. Da jordlagene under deponeringsanlægget består af mineralske materialer af sand, grus og kalk er det her antaget, at det organiske indhold i både den umættede og den mættede zone er lavt og ansættes til f_{oc} = 0,001.

Anvendelse af modelstoffer

I denne sammenhæng anvendes termen modelstof om et kemisk stof, som kan indgå i risikoberegningerne i stedet for et andet stof eller en samleparameter. Modelstofferne er typisk enkeltstoffer som f.eks. naftalen, der anvendes som modelstof for kulbrinter. hvor det er muligt at finde værdier for de parametre som indgår i risikovurderingen, f.eks. kappa, Kd og nedbrydningskonstanter. Modelstofferne anvendes bl.a. for at lette risikovurderingen og mindske antallet af stoffer, der skal foretages beregninger for.

Modelstofferne anvendes dels som erstatning for andre specifikke stoffer med lignende fysiske og kemiske egenskaber, dels i forbindelse med samleparametre. F.eks. anvendes stoffet "2,6-diklorfenol" som modelstof for andre klorfenoler, men også for samleparameteren "Klorfenoler". Modelstoffer anvendes, når der er tale om flere stoffer, der ligner hinanden kemisk, og når der ikke findes stofspecifikke data, eller når der er tale om en såkaldt samleparameter (f.eks. BTEX). Dertil kommer, at modelstoffet vælges, så det udgør en konservativ vurdering for den stofgruppe, som det fungerer som modelstof for.

Beregningen med modelstoffer anvendes på følgende vis:

- Hvis der foreligger perkولاتanalyser for et specifikt stof, så kan stoffet inddrages i risikovurderingen, idet der anvendes modelstoffets stofspecifikke beregningsværdier, f.eks. kappa, Kd og nedbrydningskonstanter.
- Ved risikovurderingen foretages beregningen med modelstoffets data, dog anvendes stofkoncentrationen for det pågældende stof (C_0), ligesom det beregnede resultat i POC sammenholdes med kvalitetskravet for det pågældende stof.

Afhængig af hvilket monitoringsprogram, der er gennemført, vil der kunne være parametre, som dækker helt eller delvist over de samme stoffer f.eks. kan der for Ammonium-N foreligge analyserne for såvel "Ammoniak + ammonium – N filtreret", som "Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$)" og "Total-N". Ved risikovurderingen kan der foretages beregninger for alle tre parametre, men da der anvendes samme modelstof, foreslås det, at der foretages beregning for den af parametrene, hvor der foreligger kvalitetskrav i POC. Hvis der foreligger kvalitetskrav for flere af parametrene, foretages beregningen for det af stofferne, hvor den største attenuering er nødvendig.

Bilag 3. Stedsspecifik stofliste med tilhørende udvælgelseskriterier for Skårup

Stofnavn/ stofbetegnelse	Stoffet udgår	Kd		Kappa	C ₀ (µg/l)		
		Kd	Kd<15?		Ud fra analyser af perkolatet	Default- værdier	C ₀
Acenaphthen		1,7	Ja		0,07704		0,07704
Aluminium	V-FRA						
Total-N				F.I	322500		322.500
Ammonium-N				1,08	190000	690.000	190.000
Antimon		7	Ja	0,11	1,2	21	1,2
AOX, som Cl	V-FRA				300		
Arsen		20	Nej	0,03	92,76	F.I	92,76
Atrazin		0,058	Ja	F.I	ingen målt værdi	F.I	ingen C ₀
Barium		14	Ja	0,15	240	F.I	240
Benzen		0,024	Ja	1,2		2,6	1,07
Benz(a)pyren	Xb	340	Nej	F.I	0,05616	F.I	0,05616
Benz(b+i+k)fluoranthren		330	Nej		0,08592		0,08592
benz(a,h,i)perylen		520	Nej		0,04		0,04
BI5	V-FRA			2,17	424200	2.170	424.200
Bisfenol A		0,5	Ja	F.I	ingen målt værdi	22	22
Bly	Xb	100	Nej	0,27	95,64	F.I	95,64
Bor				F.I	ingen målt værdi	6.900	6.900
BTEX	V-FRA				12,81		12,81
Cadmium	V-FRA	20	Nej	0,5	2,202	F.I	2,202
Calcium	V-FRA				501600		501.600
Chrysen		160	Nej		ingen målt værdi	0,015	0,015
Cobolt					8,1		8,1
COD	Xb			1,07	625000	1.070	625.000
Dibenz(a,h)anthracen		1500	Nej		23,52		23,52
Dibutylphthalat	V-FRA				ingen målt værdi		
DOC	V-FRA	0	Ja	1,1	130000	1.100	130.000
Ethylbenzen		0,2729	Ja		2,21		2,21
Fenol		0,0048	Ja	3,4	13	5,1	13
Fluoranthren		34	Nej	0,00086	0,12564	F.I	0,12564
Fluoren		3	Ja		0,05		0,05
Fluorid		2	Ja	0,22	ingen målt værdi	3.300	3.300
Hydrogenkarbonat	V-FRA	0	Ja		2100000		
Indeno(1,2,3-cd)pyren		1300	Nej		0,04		0,04
Jern (opløst)				1,63	236100	40.000	236.100
Kalium				F.I	1073400	1.400.000	1.073.400
Klorbenzener		0,28	Ja	F.I	ingen målt værdi	1,7	1,7
Klorfenoler		0,22	Ja	F.I	ingen målt værdi	F.I	ingen C ₀
Klorid		0	Ja	0,57	2223000	2.800.000	2.223.000
Kobber		100	Nej	0,28	192	200	192
Kresoler					21,6		21,6
Krom (total)		23	Nej	0,18	63,66	920	63,66
Kulbrinter	V-FRA				240		240
Kviksølv	Xb	20	Nej	0,05	1,3	F.I	1,3
LAS					100		100
Mangan				F.I	14160	2.200	14.160
MCCP		0,0002	Ja	F.I	ingen målt værdi	F.I	ingen C ₀
Molybdæn		15	Nej	0,35	13,08		13,08
Naftalen		0,5	Ja	0,073	0,1656	1	0,1656
Natrium				F.I	1112400	1.700.000	1.112.400
Nikkel		20	Nej	0,29	56,85		56,85
Nitrat					17040		17.040
Nonylfenol		2,2	Ja	F.I	ingen målt værdi	1,3	1,3
PCB	V-FRA				ingen målt værdi		
Phenanthren		6,3	Ja		0,07176		0,07176
Pyren		17	Nej		0,12672		0,12672
Selen		5	Ja	0,38	1,608		1,608
Sulfid-S	V-FRA	0	Ja		ingen målt værdi		
Sulfat		0	Ja	0,33	798600	1.400.000	798.600
Tetraklorethylen		0,5	Ja		0,1338		0,1338

Stofnavn/ stofbetegnelse	Overfladevand (µg/l)			Grundvand (µg/l)			Sortering til stedspecifik stofliste
	ILVK	NA (Sø)	NA Sø >4,2	GvK	NA (GvK)	NA GvK >5	
Acenaphthen	3,8	0,02	Ja	Ingen GvK		Ingen GvK	Udgår: NA<5 ILVK-ingen GvK
Aluminium				200			Udgår: fravalgt
Total-N	ingen ILVK		ingen ILVK	50	6450,00	6450	OK: ingen ILVK
Ammonium-N	ingen ILVK		ingen ILVK	50	3800,00	3800	OK: ingen ILVK
Antimon	113	0,01	Ja	2	0,60	Ja	Udgår: NA<5
AOX, som Cl							Udgår: fravalgt
Arsen	4,3	21,57		8	11,60		Udgår: Kd>15
Atrazin	0,6	ingen C ₀	ingen C ₀	0,1	ingen C ₀	ingen C ₀	Udgår: Ingen C0
Barium	19	12,63	12,63	700	0,34	Ja	OK: NA<5 GvK
Benzen	10	0,11	PS	1	1,07	Ja	Udgår: NA<5
Benz(a)pyren	0,00017			0,01			Udgår: fravalgt
Benz(b+j+k)fluoranthren	ingen ILVK			0,1	0,86		Udgår: Kd>15
benz(g,h,i)perylene	ingen ILVK			0,1	0,40		Udgår: Kd>15
BI5							Udgår: fravalgt
Bisfenol A	0,1	220,00	220	Ingen GvK		Ingen GvK	OK: ingen GvK
Bly	1,2			1			Udgår: fravalgt
Bor	94	73,40	73,40	300	23,00	23,0	OK:
BTEX							Udgår: fravalgt
Cadmium	0,2	11,00	11	0,5			Udgår: fravalgt
Calcium							Udgår: fravalgt
Chrysen	0,014	1,07		Ingen GvK			Udgår: Kd>15
Cobolt	0,28	28,93	28,93	5	1,62	Ja	OK: NA<5 GvK
COD	ingen ILVK			Ingen GvK			Udgår: fravalgt
Dibenz(a,h)anthracen	0,014	1680,00		Ingen GvK			Udgår: Kd>15
Dibutylphthalat	2,3						Udgår: fravalgt
DOC							Udgår: fravalgt
Ethylbenzen	20	0,11	Ja	5	0,44	Ja	Udgår: NA<5
Fenol	7,7	1,69	Ja	0,5	26,00	26	OK: NA<5 ILVK
Fluoranthren	0,0063	19,94		0,1	1,26		Udgår: Kd>15
Fluoren	2,3	0,02	Ja	Ingen GvK		Ingen GvK	Udgår: NA<5 ILVK-ingen GvK
Fluorid	ingen ILVK		ingen ILVK	1.500	2,20	Ja	Udgår: Ingen ILVK, NA<5 GvK
Hydrogenkarbonat							Udgår: fravalgt
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ingen ILVK			0,1	0,40		Udgår: Kd>15
Jern (opløst)	ingen ILVK		ingen ILVK	200	1180,50	1181	OK: ingen ILVK
Kalium	ingen ILVK		ingen ILVK	Ingen GvK		Ingen GvK	OK: ingen ILVK og ingen GvK
Klorbenzener	0,4	4,25	4,25	1	1,70	Ja	Udgår: NA<5
Klorfenoler	3,4	ingen C ₀	ingen C ₀	0,1	ingen C ₀	ingen C ₀	Udgår: ingen C0
Klorid	ingen ILVK		ingen ILVK	250.000	8,89	8,89	OK: ingen ILVK
Kobber	1	192,00		100	1,92		Udgår: Kd>15
Kresoler	100	0,22	Ja	Ingen GvK		Ingen GvK	Udgår: NA<5 ILVK-ingen GvK
Krom (total)	3,4	18,72	18,72	25	2,55		Udgår: Kd>15
Kulbrinter	ingen ILVK			9			Udgår: fravalgt
Kvikselv	0,07	18,57	18,57	0,1			Udgår: fravalgt
LAS	54	1,85	Ja	100	1,00	Ja	Udgår: NA<5
Mangan	150	94,40	94,4	50	283,20	283	OK:
MCCP	18	ingen C ₀	ingen C ₀	0,1	ingen C ₀	ingen C ₀	Udgår: ingen C0
Molybdæn	67	0,20		20	0,65		Udgår: Kd>15
Naftalen	2	0,08	PS	1	0,17	Ja	Udgår: NA<5
Natrium	ingen ILVK		ingen ILVK	175.000	6,36	6,36	OK: NA<5 ILVK
Nikkel	4	14,21	14,21	10	5,69	5,69	Udgår: Kd>15
Nitrat	ingen ILVK		ingen ILVK	50000	0,34	Ja	Udgår: Ingen ILVK, NA<5 GvK
Nonylphenol	0,3	4,33	4,33	20	0,07	Ja	OK: NA<5 GvK
PCB							Udgår: fravalgt
Phenanthren	1,3	0,06	Ja	Ingen GvK		Ingen GvK	Udgår: NA<5 ILVK-ingen GvK
Pyren	0,0046	27,55		Ingen GvK			Udgår: Kd>15
Selen	0,1	16,08	16,08	10	0,16	Ja	OK: NA<5 GvK
Sulfid-S							Udgår: fravalgt
Sulfat	ingen ILVK		ingen ILVK	250.000	3,19	Ja	Udgår: Ingen ILVK, NA<5 GvK
Tetraklorethylen	10	0,01	EU-værdi	1	0,13	Ja	Udgår: NA<5

Stofnavn/ stofbetegnelse	Stoffet udgår Afstand til receptor (Xb) Allerede vurderet og frasorteret (V-FRA)	Kd		Kappa	C ₀ (µg/l)		
		Kd	Kd<15?		Ud fra analyser af perkolatet	Default- værdier	C ₀
Acenaphthen		1,7	Ja		0,07704		0,07704
Aluminium	V-FRA						
Total-N				F.I	322500		322.500
Ammonium-N				1,08	190000	690.000	190.000
Antimon		7	Ja	0,11	1,2	21	1,2
AOX, som Cl	V-FRA				300		
Arsen		20	Nej	0,03	92,76	F.I	92,76
Atrazin		0,058	Ja	F.I	ingen målt værdi	F.I	ingen C ₀
Barium		14	Ja	0,15	240	F.I	240
Benzen		0,024	Ja	1,2	1,07	2,6	1,07
Benz(a)pyren	Xb	340	Nej	F.I	0,05616	F.I	0,05616
Benz(b+j+k)fluoranthren		330	Nej		0,08592		0,08592
benz(g,h,i)perylene		520	Nej		0,04		0,04
BI5	V-FRA			2,17	424200	2.170	424.200
Bisfenol A		0,5	Ja	F.I	ingen målt værdi	22	22
Bly	Xb	100	Nej	0,27	95,64	F.I	95,64
Bor				F.I	ingen målt værdi	6.900	6.900
BTEX	V-FRA				12,81		12,81
Cadmium	V-FRA	20	Nej	0,5	2,202	F.I	2,202
Calcium	V-FRA				501600		501.600
Chrysen		160	Nej		ingen målt værdi	0,015	0,015
Cobolt					8,1		8,1
COD	Xb			1,07	625000	1.070	625.000
Dibenz(a,h)anthracen		1500	Nej		23,52		23,52
Dibutylphthalat	V-FRA				ingen målt værdi		
DOC	V-FRA	0	Ja	1,1	130000	1.100	130.000
Ethylbenzen		0,2729	Ja		2,21		2,21
Fenol		0,0048	Ja	3,4	13	5,1	13
Fluoranthren		34	Nej	0,00086	0,12564	F.I	0,12564
Fluoren		3	Ja		0,05		0,05
Fluorid		2	Ja	0,22	ingen målt værdi	3.300	3.300
Hydrogenkarbonat	V-FRA	0	Ja		2100000		
Indeno(1,2,3-cd)pyren		1300	Nej		0,04		0,04
Jern (opløst)				1,63	236100	40.000	236.100
Kalium				F.I	1073400	1.400.000	1.073.400
Klorbenzener		0,28	Ja	F.I	ingen målt værdi	1,7	1,7
Klorfenoler		0,22	Ja	F.I	ingen målt værdi	F.I	ingen C ₀
Klorid		0	Ja	0,57	2223000	2.800.000	2.223.000
Kobber		100	Nej	0,28	192	200	192
Kresoler					21,6		21,6
Krom (total)		23	Nej	0,18	63,66	920	63,66
Kulbrinter	V-FRA				240		240
Kviksølv	Xb	20	Nej	0,05	1,3	F.I	1,3
LAS					100		100
Mangan				F.I	14160	2.200	14.160
MCCP		0,0002	Ja	F.I	ingen målt værdi	F.I	ingen C ₀
Molybdæn		15	Nej	0,35	13,08		13,08
Naftalen		0,5	Ja	0,073	0,1656	1	0,1656
Natrium				F.I	1112400	1.700.000	1.112.400
Nikkel		20	Nej	0,29	56,85		56,85
Nitrat					17040		17.040
Nonylfenol		2,2	Ja	F.I	ingen målt værdi	1,3	1,3
PCB	V-FRA				ingen målt værdi		
Phenanthren		6,3	Ja		0,07176		0,07176
Pyren		17	Nej		0,12672		0,12672
Selen		5	Ja	0,38	1,608		1,608
Sulfid-S	V-FRA	0	Ja		ingen målt værdi		
Sulfat		0	Ja	0,33	798600	1.400.000	798.600
Tetraklorethylen		0,5	Ja		0,1338		0,1338

Stofnavn/ stofbetegnelse	Stoffet udgår Afstand til receptor (Xb) Allerede vurderet og frasorteret (V-FRA)	Kd		Kappa	C ₀ (µg/l)		
		Kd	Kd<15?		Ud fra analyser af perkolatet	Default- værdier	C ₀
Tetraklormethan		0,1	Ja		0,132		0,132
TOC	Xb				ingen målt værdi		
Toluen		0,1	Ja	0,34	1,31		1,31
Total-P		0	Ja	F.I	1300	F.I	1.300
1,1,1-triklorethan		0,056	Ja		0,132		0,132
Trikllorethylen		0,048	Ja	F.I	0,1704	0,14	0,1704
Triklormethan		0,016	Ja		0,1464		0,1464
Vanadium				0,04	8,3	F.I	8,3
Vinylklorid		0,007	Ja		0,132		0,132
VOC	Xb				ingen målt værdi		
Xylener		0,2	Ja	0,14	11,02		11,02
Zink	V-FRA	20	Nej	0,28	466,8	F.I	466,8
Sølv (Ag)					1		1
1,1-Dichlorethen		0,024	Ja		0,132		0,132
1,1-dichlorethan		0,011	Ja		0,486		0,486
1,2-Dichlorethen (cis)		0,012	Ja		0,1668		0,1668
1,2-Dichlorethen (tr)		0,022	Ja		0,132		0,132
2,3-dimethylphenol (a)					0,738		0,738
2,4-dimethylphenol (a)		0,036	Ja		2,1564		2,1564
2,5-dimethylphenol (a)					0,696		0,696
2,6-dimethylphenol (a)					0,78		0,78
2-methylphenol					3,8		3,8
3,4-dimethylphenol (a)					1,104		1,104
3,5-dimethylphenol (a)					2,334		2,334
3-methylphenol					2,22		2,22
4-methylphenol					14,64		14,64
Chlorethan					0,17		0,17
Magnesium (Mg)					117360		117360
Olie					72614,4		72614,4
Xylenoler (sum af dimethylphenol)					6,3		6,3

Stofnavn/ stofbetegnelse	Overfladevand (µg/l)			Grundvand (µg/l)			Sortering til stedspecifik stofliste
	ILVK	NA (Sø)	NA Sø >4,2	GvK	NA (GvK)	NA GvK >5	
Tetraklormethan	12	0,01	EU-værdi	1	0,13	Ja	Udgår: NA<5
TOC	ingen ILVK			9			Udgår: fravalgt
Toluen	74	0,02	Ja	5	0,26	Ja	Udgår: NA<5
Total-P	ingen ILVK		ingen ILVK	ingen GvK		ingen GvK	OK: ingen ILVK og ingen GvK
1,1,1-triklorethan	21	0,01	Ja	1	0,13	Ja	Udgår: NA<5
Trikllorethylen	10	0,02	EU-værdi	1	0,17	Ja	Udgår: NA<5
Triklormethan	2,5	0,06	PS	1	0,15	Ja	Udgår: NA<5
Vanadium	4,1	2,02	+Baggrund	ingen GvK		ingen GvK	Udgår: NA<5 ILVK-ingen GvK
Vinylklorid	0,05	2,64	Ja	0,2	0,66	Ja	Udgår: NA<5
VOC				ingen GvK			Udgår: fravalgt
Xylener	10	1,10	Ja	5	2,20	Ja	Udgår: NA<5
Zink							Udgår: fravalgt
Sølv (Ag)	0,017	58,82353	58,82	10	0,10	Ja	OK: NA<5 GvK
1,1-Dichlorethen	6,8	0,019412	Ja	1	0,13	Ja	Udgår: NA<5
1,1-dichlorethan	10	0,0486	Ja	1	0,49	Ja	Udgår: NA<5
1,2-Dichlorethen (cis)	6,8	0,024529	Ja	1	0,17	Ja	Udgår: NA<5
1,2-Dichlorethen (tr)	6,8	0,019412	Ja	1	0,13	Ja	Udgår: NA<5
2,3-dimethylphenol (a)	13,1	0,056336	Ja	0,5	1,48	Ja	Udgår: NA<5
2,4-dimethylphenol (a)	13,1	0,164611	Ja	0,5	4,31	Ja	Udgår: NA<5
2,5-dimethylphenol (a)	13,1	0,05313	Ja	0,5	1,39	Ja	Udgår: NA<5
2,6-dimethylphenol (a)	13,1	0,059542	Ja	0,5	1,56	Ja	Udgår: NA<5
2-methylphenol	ingen ILVK	0,290076	ingen ILVK	0,5	7,60	7,6	OK: ingen ILVK
3,4-dimethylphenol (a)	13,1	0,084275	Ja	0,5	2,21	Ja	Udgår: NA<5
3,5-dimethylphenol (a)	13,1	0,178168	Ja	0,5	4,67	Ja	Udgår: NA<5
3-methylphenol	ingen ILVK	0,169466	ingen ILVK	0,5	4,44	Ja	Udgår: Ingen ILVK, NA<5 GvK
4-methylphenol	ingen ILVK	1,117557	ingen ILVK	0,5	29,28	29,28	OK: ingen ILVK
Chlorethan	ingen ILVK		ingen ILVK	1	0,17	Ja	Udgår: Ingen ILVK, NA<5 GvK
Magnesium (Mg)	50000	2,3472	Ja	50.000	2,35	Ja	Udgår: NA<5
Olie	ingen ILVK		ingen ILVK	10	7261,44	7261	OK: ingen ILVK
Xylenoler (sum af dimethylphenol)	13,1	0,480916	Ja	0,5	12,60	12,6	OK: NA<5 ILVK

Referencer

Referencer, der indgår i Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald:

/A/ Miljøstyrelsen (2018a)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald
Delopgave 1: Kildestyrke – Konceptuelle modeller, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 2057, Oktober 2021.

/B1/ Miljøstyrelsen (2018b)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald
Delopgave 1: Kildestyrke - Opbygning af kildestyrkemodel, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 2058, Oktober 2021.

/B2/ Miljøstyrelsen (2018b-2)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald, Delopgave 1: Kildestyrke - Brugervejledning til kildestyrkemodel.
Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Oktober 2021, Dansk Affaldsforening og DepoNet.

/C1/ Miljøstyrelsen (2018c)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald, Opblanding af perkolatforurenede grundvand i overfladevand samt vurdering af påvirkning, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet. (Kommende udgivelse)

/C2/ Miljøstyrelsen (2018c-2)

User guideline, Groundwater risk assessment models for landfills, User Guideline of the risk assessment models for landfills, DTU 21-11-2017.

/E/ Miljøstyrelsen (2018e)

Methodology for risk assessment of stream water contamination by landfills, Mixing of landfill leachate plumes in streams, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Environmental Project no. 2183, October 2021.

/F/ Miljøstyrelsen (2019)

Anvendelse af metodik for risikovurdering ved deponering af affald, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 2182, Oktober 2021.

Øvrige referencer:

- /1/ Miljøministeriet, Afgørelse om Overgangsplan og revurdering for: Affaldscenter Skårup, Oddervej 75, Skanderborg. 31-12-2009, m. bilag.
- /2/ Perkolatmængder og analysedata fremsendt fra Reno Syd I/S 1980 – 2017.
- /3/ Miljøprojekt nr. 1725, 2015. Jordforureningers påvirkning af overfladevand. Fortyndinger i fjorde og søer, delprojekt 5.
- /4/ Miljø - og fødevareministeriet. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, nr. 1625 af 19. december 2017.

- /5/ Miljø- og fødevareministeriet. Bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand, nr. 833 af 27. juni 2016.
- /6/ Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområde-distrikter, nr. 1521 af 15.12.2017.
- /7/ Miljø- og fødevareministeriet. Bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder, nr. 1433 af 21.11.2017.
- /8/ Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Miljø- og fødevareministeriet, Styrelsen for vand- og naturforvaltning, juni 2016.
- /9/ Screeningsprincip for jordforureninger, der kan true overfladevand. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. http://mst.dk/media/mst/9439131/screeningsprincip_for_jordforurening.pdf
- /10/ Miljø- og fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, Litteraturstudie, Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering, Miljøprojekt 2013, maj 2018.
- /11/ By- og landskabsstyrelsen, Skanderborg Sø og Skanderborg Lillesø Miljøtilstand 2001, 2001.
- /12/ Den Nationale Vandressourcemodel. <http://dk.vandmodel.dk/>.
- /13/ Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder, nr. 1001 af 29.06.2016.
- /14/ Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, nr. 1068 af 23.08.2018.
- /15/ Miljø- og Fødevareministeriet. Miljøstyrelsen. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord, Revideret juni 2018.
- /16/ Skanderborg Kommune, Vandhandleplan 2013-2015. Skanderborg Kommune, 2012.
- /17/ Skanderborg Kommune, Vandhandleplan 2009-2015. Skanderborg Kommune, 2015.
- /18/ Naturstyrelsen, Vandplan 2010-2015 Randers Fjord, Hovedvandopland 1.5, 2011 rev. 2014.
- /19/ Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse om deponeringsanlæg, nr. 1049 af 28.08.2013.
- /20/ DMU, Natur og Miljø 2001. Påvirkninger og tilstand, Faglig rapport fra DMU, nr 385, 2001.
- /21/ Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj for forurenede grunde JAGG 2.1. <https://mst.dk/affald-jord/jordforurening/it-vaerktoejer-til-vurdering-af-jord/jagg-21-programmet/>.

Eksempel på risikovurdering ved deponering af affald - Skårup Losseplads, Reno Syd I/S

Dette notat indeholder et eksempel på, hvordan en vurdering af risiko i forhold til overfladevand ved deponering af affald kan gennemføres ved anvendelse af en metodik udviklet af Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet. Eksemplet er gennemført alene med det formål at demonstrere anvendelsen af de beregningsværktøjer, som er udviklet til metodikken. Resultaterne udgør en væsentlig del af en risikovurdering ved deponering af affald.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk