

2.5 Samenstelling te bergen grond

2.5.1 Aanpak

Zowel de fysische als de chemische samenstelling van de te bergen grond is bepaald aan de hand van de databases met monsteranalyses die door De Maaswerken is aangeleverd. Van de analyses zijn alleen de resultaten gebruikt van de monsters die verkregen waren binnen de horizontale en verticale grenzen van de ingrepen. De monsters die dieper verkregen waren dan het ontgravingsprofiel van het ontwerp, zijn dus niet meegenomen. Verder zijn alleen monsters beschouwd waarvan zowel de fysische als de chemische parameters bepaald waren. Dit om te voorkomen dat de fysische en chemische eigenschappen niet meer representatief voor dezelfde partij grond zouden zijn.

Detectielimiet

Bij sommige monsters was de concentratie van een verontreiniging of de fysische parameter, lager dan de detectielimiet. Voor die gevallen is de concentratie van die betreffende verontreiniging of de waarde van de fysische parameter, gelijkgesteld aan de helft van de detectielimiet.

Was en mors

De was en mors die vrijkomt bij de winning van de vermarktbare grond, is uiteraard nog niet als separate partij bemonsterd en geanalyseerd. Aangezien de vermarktbare grond, gewonnen wordt in de dieper gelegen Formaties van Veghel en Tegelen, is in overleg met De Maaswerken aangenomen dat in deze grond geen verontreinigingen voorkomen en is de concentratie van de verontreinigen in de was en mors op nul gesteld alleen bij ongescheiden berging. Hierdoor wordt de gemiddelde concentratie van de verontreinigingen in de te bergen grond lager.

Voor het bepalen van de fysische eigenschappen is gebruik gemaakt van de zeefkrommes zoals die opgesteld zijn door De Maaswerken in de bodemonderzoek rapportages voor de locaties Lomm en Well-Aijen.

Deelpartijen

Bij het bepalen van de gemiddelde concentraties verontreinigingen in de te bergen grond, is rekening gehouden met de verschillende deelstromen. Dat wil zeggen, de grond is per herkomstgebied opgesplitst in deelpartijen met grond uit verschillende verontreinigingsklassen. De volgende deelpartijen zijn onderscheiden (zie bijlage 1-1):

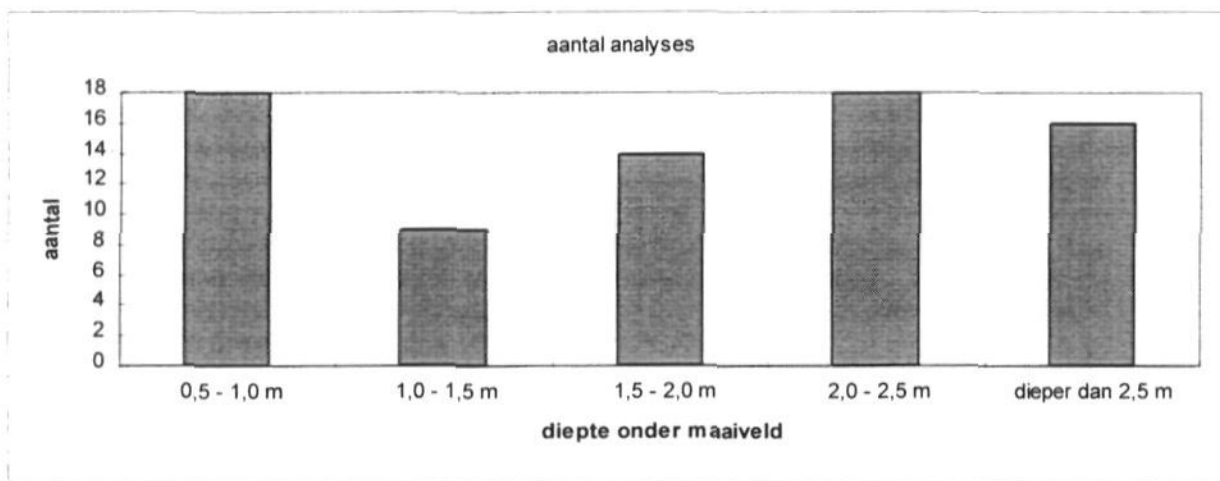
- Schone deklaag van 1,5 m: zowel bij Lomm als bij Well-Aijen wordt de bergingslocatie afgedekt met een laag schone dekgrond van 1,5 m dik. Deze schone deklaag bestaat uit relatief schone grond (klasse 0 met uitschieters naar klasse 1 en 2) afkomstig uit de weerdverlaging bij Lomm en Well-Aijen. Bij zowel Lomm als Well-Aijen betreft dit grond die ontgraven wordt op een diepte van meer dan 0,5 m onder maaiveld (zie ook de definitie van de verontreinigde deelpartij hieronder).
- Ongescheiden: deze deelpartij is voor de variant waarbij de grond ongescheiden geborgen wordt in de bergingslocaties. Hierbij wordt de bergingslocatie nog wel afgedekt met een schone deklaag van 1,5 m dik, maar voor de rest wordt aangenomen dat deze gemengd in de bergingslocatie komt. Voor het bepalen van de gemiddelde concentraties, worden de gemiddelde concentraties van de verschillende grondstromen, vermenigvuldigd met de hoeveelheid van die grond van die grondstroom en gedeeld door het totaal te bergen volume.
- Verontreinigde deelpartij: uit de monsternames en de daarop uitgevoerde milieutechnische analyses, is gebleken dat verontreinigingen in de weerdgrond, voornamelijk voorkomen in de bovenste halve meter grond en dicht langs de oever in de bovenste twee meter grond. Deze laag kan als de verontreinigde deelpartij worden beschouwd. Bij de verdieping van het zomerbed zal het slechts tegen zeer hoge kosten (t.a.v. onderzoek en techniek) mogelijk zijn om de verontreinigde en schone grond gescheiden te ontgraven. Besloten is daarom om aan te nemen dat in het zomerbed geen gescheiden ontgraving plaats zal vinden en dat niet vermarktbare grond uit het zomerbed behoort tot de verontreinigde deelpartij. Bij de bergingsvariant met gescheiden berging, zal de verontreinigde deelpartij centraal in de bergingslocatie geborgen worden, omringd door grond uit de schone deelpartij. De verontreinigde deelpartij kan geklasseerd worden als klasse 2 grond met uitschieters naar klasse 3 en 4. Per bergingslocatie zijn de gemiddelde concentraties van de verontreinigde deelpartij bepaald door de gemiddelde concentraties uit de deelstromen.
- Schone deelpartij: de schone deelpartij is de grond (gem. klasse 0) die ontgraven wordt onder de gedefinieerde verontreinigde laag, dus de laag die, behalve dicht langs de oever, dieper zit dan een halve meter.

2.5.2 Lomm

In bijlage II-1 zijn per deelpartij de gemiddelde concentraties/gehalten fysische en chemische parameters van te bergen grond weergegeven. Hieronder volgt een nadere uitleg van de methode en aantal monsters waarmee de concentraties bepaald zijn. Hierbij moet bedacht worden dat een monster over het algemeen representatief is voor een halve meter grond en dat over het algemeen de monsters vanaf het maaiveld per halve meter geanalyseerd zijn.

Schone deklaag van 1,5 m dik

De schone deklaag van 1,5 m dik bestaat uit het schone deel van de niet-vermarktbaar deklaag die bij Lomm ontgraven wordt. Hiervoor is in totaal 900.000 m³ (incl. 10% uitlevering/consolidatie) nodig, waarvan 370.000 m³ voor het afdekken van de hoogwatergeul en 530.000 m³ voor het kleischerm. In het schone deel van de deklaag bij Lomm, zijn 75 monsters geanalyseerd. In Figuur 2-5 is de verdeling van deze monsters over de diepte weergegeven. Hieruit is af te leiden dat de monsters ongeveer evenredig over de diepte geanalyseerd zijn. Aangezien de deklaag bij Lomm eerst volledig ontgraven zal worden, kon hierdoor voor het bepalen van de gemiddelde parameters, het lineaire gemiddelde genomen worden.



Figuur 2-5: Verdeling van de geanalyseerde monsters over de diepte uit schoondeel deklaag

Ongescheiden

Bij het ongescheiden bergen van de niet-vermarktbaar grond wordt alle grond (behalve die grond die benodigd is voor de schone deklaag van 1,5 m) afkomstig uit Lomm, het stuwpand Grave en het stuwpand Sambeek, door elkaar in het kleischerm geborgen. Bij de bepaling van de schone en verontreinigde deelpartijen, wordt hieronder van alle deelstromen de gemiddelde concentraties apart bepaald. Aan de hand van deze gemiddelde concentraties is met de hoeveelheid grond uit de deelstromen als wegingsfactor, het gemiddelde bepaald van de totale te bergen hoeveelheid.

Verontreinigde deelpartij

De verontreinigde deelpartij bestaat bij Lomm uit de volgende deelstromen en hoeveelheden (incl. 10% uitlevering / concentraties):

- bovenste 0,5 m grond van de deklaag van het hele gebied waar de ingreep plaats zal hebben: 475.000 m³; de gemiddelde concentraties van deze laag zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van de 77 monsters genomen in deze laag;
- de laag van 0,5 tot 2,0 m onder het maaiveld in de strook van 60.000 m² langs de oever van de Maas: 90.000 m³; de gemiddelde concentraties van deze laag zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 18 monsters genomen in deze laag;
- niet-vermarktbaar grond van de zomerbedverdieping in het stuwpand Grave: 345.000 m³; de gemiddelde concentraties zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 19 monsters;
- niet-vermarktbaar grond van de zomerbedverdieping in het stuwpand Sambeek: 455.000 m³; de gemiddelde concentraties zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 83 monsters.

De gemiddelde concentraties van de verontreinigde deelpartij zijn bepaald met de hoeveelheid grond uit de deelstromen als wegingsfactor.

Schone deelpartij

De schone deelpartij bij Lomm bestaat uit de volgende twee deelstromen en hoeveelheden (incl. 10% uitlevering / concentraties):

- het schone deel van de niet-vermarktbare deklaag dat niet gebruikt wordt voor de deklaag van 1,5 m: 990.000 m³; zie hierboven bij de schone deklaag van 1,5 m, er zijn 75 monsters evenredig over de diepte gestoken;
- de was en mors die na bewerking van de vermarktbare grond terugkomt in het kleisperm: 820.000 m³.

De gemiddelde parameters van de schone deelpartij zijn bepaald met de hoeveelheid grond uit de deelstromen als wegingsfactor.

2.5.3 Well-Aijen

In bijlage II-1 zijn per deelpartij de gemiddelde concentraties / gehalten fysische en chemische parameters van de te bergen grond weergegeven. Hieronder volgt een nadere uitleg van de methode en aantal monsters waarmee de concentraties bepaald zijn. Hierbij moet bedacht worden dat een monster over het algemeen representatief is voor een halve meter grond en dat over het algemeen de monsters vanaf het maaiveld per halve meter geanalyseerd zijn.

Schone deklaag van 1,5 m dik

De schone deklaag van 1,5 m dik bestaat uit het schone deel van de niet-vermarktbare deklaag die bij Well-Aijen ontgraven wordt. Hiervoor is in totaal 564.000 m³ (incl. 10% uitlevering / consolidatie) nodig. In het schone deel van de deklaag bij Well-Aijen, zijn 212 monsters geanalyseerd. Hiervan zijn 129 monsters geanalyseerd in de schone laag tussen 0,5 en 1,0 m diep (de weerddverlaging is bij Well-Aijen gemiddeld maar 1,0 m diep) en 83 diepere monsters ter plaatse van de hoogwatergeul en de bergingslocatie. De 129 monsters zijn representatief voor een hoeveelheid grond van ongeveer 880.000 m³ en de 83 monsters van ongeveer 990.000 m³. Op grond van deze hoeveelheden is een gewogen gemiddelde bepaald.

Ongescheiden

Bij het ongescheiden bergen van de niet-vermarktbare grond wordt alle grond (behalve die grond die benodigd is voor de schone deklaag van 1,5 m) afkomstig uit Well-Aijen, Ooijen en het stuwpand Sambeek, door elkaar in de bergingslocatie geborgen. Bij de bepaling van de schone en verontreinigde deelpartijen, wordt van alle deelstromen de gemiddelde concentraties apart bepaald. Aan de hand van deze gemiddelde concentraties is met de hoeveelheid grond uit de deelstromen als wegingsfactor, het gemiddelde bepaald van de totale te bergen hoeveelheid.

Verontreinigde deelpartij

De verontreinigde deelpartij bestaat bij Well-Aijen uit de volgende deelstromen en hoeveelheden:

- bovenste 0,5 m grond van de deklaag van het hele gebied waar de ingreep plaats zal hebben: 682.000 m³; de gemiddelde concentraties van deze laag zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 175 monsters genomen in deze laag;
- de laag van 0,5 tot 1,0 m onder het maaiveld in de strook van 167.000 m² langs de oever van de Maas: 88.000 m³; de gemiddelde concentraties van deze laag zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 18 monsters genomen in deze laag;
- bovenste 0,5 m grond van de deklaag van Ooijen: 479.600 m³; de gemiddelde concentraties van deze laag zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 68 monsters genomen in deze laag;
- niet-vermarktbare grond van de zomerbedverdieping in het stuwpand Sambeek: 455.000 m³; de gemiddelde concentraties zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 83 monsters.

De gemiddelde parameters van de verontreinigde deelpartij zijn bepaald met de hoeveelheid grond uit de deelstromen als wegingsfactor.

Schone deelpartij

De schone deelpartij bij Well-Aijen bestaat uit de volgende twee deelstromen en hoeveelheden (incl. 10% uitlevering / consolidatie):

- het schone deel van de niet-vermarktbaar deklaag dat niet gebruikt wordt voor de deklaag van 1,5 m: 1.306.000 m³; zie hierboven bij de schone deklaag van 1,5 m;
- het schone deel van de niet-vermarktbaar deklaag van Ooijen: 1.225.400 m³; de gemiddelde parameters zijn bepaald als het lineaire gemiddelde van 122 monsters
- de was en mors die na bewerking van de vermarktbaar grond terugkomt in de bergingslocatie: 1.130.000 m³.

De gemiddelde parameters van de verontreinigde deelpartij zijn bepaald met de hoeveelheid grond uit de deelstromen als wegingsfactor.

2.6 Oppervlaktes

De oppervlaktes van de bergingslocaties zijn in onderstaande tabel weergegeven. Deze zijn in Arcview bepaald aan de hand van de door De Maaswerken aangeleverde digitale ontwerptekeningen. In de tabel zijn tevens de globale oppervlaktes vermeld van het totale ingreepgebied, exclusief het zomerbed. Van het zomerbed zijn geen oppervlaktegegevens bekend.

Tabel 2-3 Oppervlaktes bergingslocaties en winterbed

Locatie	Oppervlakte (ha)
Lomm	
bergingslocatie	35
totaal ingreepgebied winterbed (Lomm)*	95
Well-Aijen	
bergingslocatie	38
totaal ingreepgebied winterbed (Well-Aijen+Ooijen)*	252**

* inclusief bergingslocatie

** oppervlakte ingreepgebied Well-Aijen = ca. 195 ha

2.7 Maaspeil

Conform eerdere berekeningen die uitgevoerd zijn voor de TN/MER, zal bij de berekeningen gebruik worden gemaakt van de waterpeilen op de Maas bij een afvoer bij Borgharen van 250 m³/s. Deze afvoer wordt gemiddeld 116 dagen per jaar overschreden. De waterpeilen ter plaatse van de bergingslocaties, die bij deze afvoer na uitvoering van de werkzaamheden in het kader van de Maaswerken en een genuanceerde peilopzet verwacht mogen worden, zijn gegeven in Tabel 2-4.

Tabel 2-4 Maatgevende waterpeilen

Bergingslocatie	Maaskilometer	Maaspeil bij 250 m ³ /s afvoer (m+NAP)
Lomm	114.5 - 117.5	11,63
Well-Aijen	132.8 - 138.5	11,29

De in deze tabel genoemde waarden zijn gebruikt bij de verschillende berekeningen in de volgende hoofdstukken.

2.8 Stofkeuze

2.8.1 Emissie- en verspreidingsberekeningen bergingslocaties

Organische microverontreinigingen

Analoog aan de aanpak bij 'Meers' en 'Molengreend'; maar bijvoorbeeld ook 'Ketelmeer' richten de modelberekeningen in hoofdstuk 5 en 6 (emissies en verspreiding uit de bergingen naar grond- en oppervlaktewater) zich op enkele kritische organische verontreinigingen. De volgende aspecten zijn bij het bepalen van de kritische stoffen van belang: transportsnelheid, concentratie in de grond en streefwaarde-niveau grondwater. Als kritisch worden beschouwd stoffen die een relatief hoge transportsnelheid hebben (relatief lage retardatie), die met een relatief hoog gehalte in de grond worden aangetroffen en waarvoor een relatief lage streefwaarde geldt met betrekking tot concentraties in het grondwater. Op grond van deze aspecten zijn overeenkomstig eerdere projecten voor de PAK's naftaleen, fluorantheen, fenantreen, emissie en verspreidingsberekeningen uitgevoerd. Gezien de relatief lage streefwaarde voor antracene is deze stof aanvullend in de berekeningen meegenomen.

Zware metalen

Veelal wordt ervan uitgegaan dat zware metalen in baggerspecie als gevolg van sulfidische vastlegging immobiel zijn onder gereduceerde omstandigheden. Uit recent wetenschappelijk onderzoek van AKWA-RIZA blijkt dat dit voor aërobe (terrestrische) uiterwaardengrond die onder grondwater wordt geborgen niet per definitie het geval is. In het laboratorium werd uiterwaardengrond gedurende lange tijd (maximaal 200 dagen) onder water gezet. In het poriënwater namen de concentraties zware metalen toe. De verhoogde concentraties zijn het gevolg van een samenspel van een groot aantal (macro)chemische en microbiële processen en hangen onder meer samen met complexering aan opgeloste organische stof (DOC).

In bijlage I-5 is een notitie opgenomen over het gedrag van zware metalen in grond en grondwater na berging van aërobe uiterwaardengrond in de bergingslocaties Lomm en Well-Aijen. In de notitie wordt ingegaan op de te verwachten concentraties zware metalen in het poriënwater in de bergingslocaties en wordt aangegeven wat de gevolgen kunnen zijn met betrekking tot emissie en verspreiding.

Samengevat blijkt uit de notitie het volgende. Naar aanleiding van de in het AKWA-RIZA onderzoek uitgevoerde laboratoriumexperimenten wordt verondersteld dat de concentraties zware metalen in het poriënwater van de bergingen de streefwaarden zullen overschrijden. Dientengevolge is het niet uit te sluiten dat voor zware metalen normfluxen uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie overschreden zullen worden. Het uitvoeren van verspreidingsberekeningen voor zware metalen is echter niet zinvol. Tijdens het bergen van droge grond onder grondwater vinden namelijk grote (macro)chemische en microbiële veranderingen plaats. Als gevolg van het complexe samenspel van veranderende milieuchemische en microbiële processen (adsorptie/desorptie, neerslag/oplossen, complexatie, redox- en pH veranderingen) tijdens en na het vullen, maar ook tijdens transport van binnen naar buiten de bergingen, zijn er (nog) geen betrouwbare verdelingscoëfficiënten beschikbaar. Het uitvoeren van emissie- en verspreidingsberekeningen wordt derhalve niet verantwoord geacht en heeft om die reden niet plaats gevonden. Met grote zekerheid kan echter worden gesteld dat het boven de streefwaarden beïnvloed volume buiten de bergingen nihil zal zijn. Redenen hiervoor zijn verdunning en mogelijke herverdeling van 'uitgeloopte' zware metalen over de vaste fase en de bodemoplossing ten gevolge van afwijkende macrochemische samenstelling van de ondergrond buiten de berging (lage DOC concentraties, hoge aanvoer van sulfaat).

Gezien de onzekerheden en leemten in kennis met betrekking tot mobiliteit van metalen wordt aanbevolen ter verificatie en kennisontwikkeling een monitoringsprogramma op te zetten, waarin tenminste de concentraties metalen en macrochemische processen binnen en buiten de bergingslocatie worden gemonitord.

2.8.2 Emissie berekeningen autonome ontwikkeling en ketenbenadering

Ter vergelijking worden de emissieberekeningen nulsituatie/autonome ontwikkeling in hoofdstuk 3 eveneens uitgevoerd voor de PAK's naftaleen, antracene, fenantreen en fluorantheen.

Ten behoeve van de ketenbenadering in hoofdstuk 7 is het gewenst inzicht te hebben in de emissie van zware metalen. Bovenstaand is aangegeven dat het uitvoeren van emissieberekeningen voor zware metalen niet zinvol is voor de bergingslocaties. Er zijn (nog) geen betrouwbare verdelingscoëfficiënten beschikbaar die rekening houden met het complexe geheel aan veranderende chemische en microbiologische processen. In de ketenbenadering wordt er daarom vanuit gegaan dat de emissie 2 maal de toegestane normflux uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie betreft.

Voor de nulsituatie/autonome ontwikkelingen worden wel emissieberekeningen uitgevoerd voor zware metalen. In de nulsituatie/autonome ontwikkeling zijn veranderingen veel minder extreem en is het gebruik van verdelingscoëfficiënten voor Maas uiterwaarden derhalve betrouwbaarder. Er wordt gebruik gemaakt van verdelingscoëfficiënten die in het kader van de MER Grensmaas zijn bepaald (zie hoofdstuk 3).

2.9 Nagekomen ontwerpwijzigingen

Tijdens en na uitvoering van de emissie- en verspreidingsberekeningen heeft De Maaswerken het ontwerp van de bergingslocaties Lomm- en Well-Aijen aangepast. De wijzigingen konden niet meer worden meegenomen in de berekeningen. De Maaswerken heeft aangegeven dat de wijzigingen gering zijn. In bijlage II-2 is een tabel opgenomen met gewijzigde hoeveelheden en fysische en chemische bodemsamenstellingswaarden op basis van het gewijzigde ontwerp. In de tabel zijn ter vergelijking tevens de samenstellingswaarden weergegeven die in de emissie- en verspreidingsberekeningen zijn gehanteerd op basis van het in paragraaf 2.2.4 genoemde ontwerp. De wijzigingen in de samenstelling van de te bergen grond zijn gering.

3. Emissie en verspreiding huidige situatie/autonome ontwikkeling

3.1 Inleiding

In de inleiding van dit rapport is aangegeven dat het gewenst is een vergelijking te kunnen maken tussen enerzijds emissies van verontreinigingen uit de geplande bergingslocaties Lomm en Well-Aijen en anderzijds de emissie uit de te ontgraven baggerspecie in de huidige situatie (nulsituatie) en in de toekomst bij het achterwege laten van de ingreep (autonome ontwikkeling).

In de huidige situatie is verontreinigd sediment in de aërobe deklaag van de uiterwaarden (winterbed) aanwezig. Dit hoofdstuk geeft een indicatie (orde grootte) van de mate waarin emissie van verontreinigingen uit de te ontgraven winterbed deklaag richting het grondwater optreedt in de huidige situatie en autonome ontwikkeling. Dit gebeurt door het opstellen van een geochemische balans voor enkele zware metalen (zink, cadmium, koper en lood) en enkele PAK's (naftaleen, antraceen, fenantreen en fluorantheen) en uitvoering van fluxberekeningen. De berekende verontreinigingsflux betreft de emissie per eenheid van tijd en oppervlak. Tevens wordt kort ingegaan op de potentiële emissie door opname en afvoer van gewassen (biologische flux). De basis voor de berekeningen is gelegd in de rapportage 'Milieueffecten hergebruiksvarianten Zandmaas; Verontreinigde bodem Maasdal, Brondocument verspreiding verontreinigingen huidige situatie' (WAU.MHZ-4-97054, definitief, versie 4, d.d. 08-01-1999) [1].

3.2 Beschrijving winterbed

De winterbedgebieden Lomm, Well-Aijen en Ooijen waar ingrepen zijn gepland (weerdverlaging, aanleg hoogwatergeulen) hebben een agrarische functie (weidegrond en akkerbouw, waaronder maïsbouw).

Het winterbed ter plaatse van het ingreepgebied Lomm bestrijkt een totale oppervlakte van circa 95 hectare. De vrijkomende droge baggerspecie wordt geborgen in de bergingslocatie Lomm. Het winterbed ter plaatse van de ingreepgebieden Well-Aijen en Ooijen hebben een gezamenlijke oppervlakte van circa 252 hectare. De vrijkomende baggerspecie wordt geborgen in de bergingslocatie Well-Aijen.

De bovenste bodemlaag in het winterbed (de deklaag) bestaat uit jonge oeverafzettingen. Deze afzettingen zijn afgezet door de huidige Maas en bestaan voornamelijk uit klei, leem, silt en fijn tot matig fijn zand.

Door frequente overstroming en de aard van het door de Maas aangevoerde sediment heeft de bodem een hoog kalk- en organische stofgehalte. De kalk fungeert als sterke buffer voor de zuurgraad in de bodem en heeft deze gestabiliseerd op een zuurgraad van ongeveer pH=7.5 (ref 6).

De grondwaterstand in het winterbed is seizoensgebonden. Het grootste gedeelte van de te ontgraven grond ligt boven de grondwaterspiegel. In onderhavige studie wordt ervan uitgegaan dat de gemiddelde overstromingsfrequentie eenmaal per twee tot vijf jaar bedraagt.

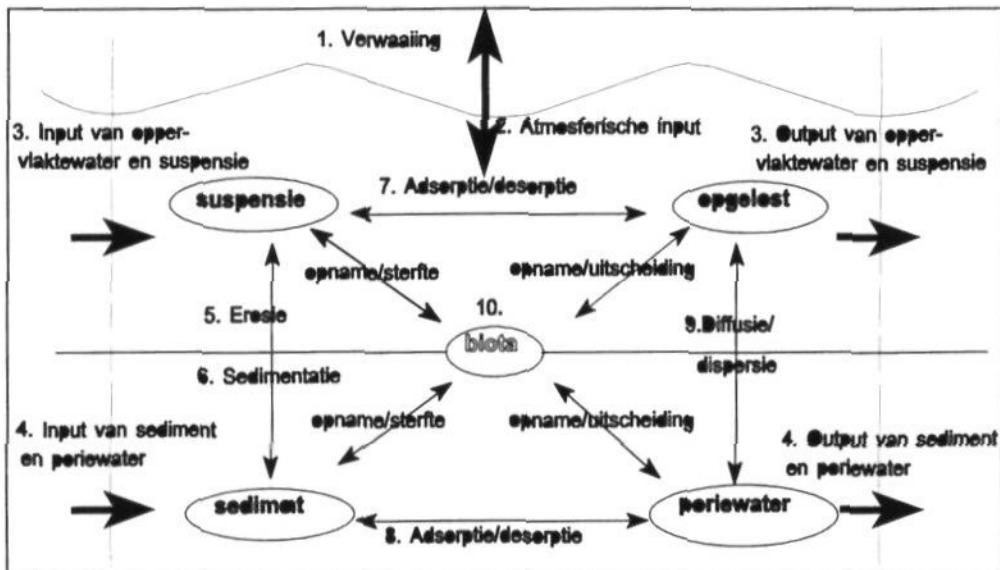
Uit de diverse bodemonderzoeken in het winterbed is gebleken dat de deklaag diffuus is verontreinigd met zowel zware metalen als organische microverbindingen. De klasse bepalende parameters zijn voornamelijk de zware metalen (zink en cadmium). De concentraties nemen doorgaans met de diepte af.

Voor een uitgebreidere beschrijving van het gebied, geologie, hoeveelheden en grondsamenstelling wordt verwezen naar hoofdstuk 2 'Uitgangspunten en randvoorwaarden'.

3.3 Afbakening

In dit hoofdstuk wordt inzicht gegeven in de emissie van verontreinigingen uit de te ontgraven deklaag in het winterbed van het ingreepgebied in de huidige situatie en bij autonome ontwikkeling. Emissie van verontreinigingen uit de te ontgraven zomerbedspecie is buiten beschouwing gelaten.

Voor het verkrijgen van inzicht in de milieueffecten van de huidige situatie/autonome ontwikkeling in het riviersysteem van de Maas is het opstellen van een geochemische balans een gewenst hulpmiddel. Een dergelijke balans beschrijft alle verontreinigingsfluxen en processen die hierop van invloed zijn. In de praktijk is deze geochemische balans een zeer complex geheel. Een schematisering van deze balans voor een aquatisch systeem is weergegeven in Figuur 3-1



Figuur 3-1 Balans en fluxen in een aquatisch systeem

Van de fluxen/processen in Figuur 3-1 is voor de verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater slechts een aantal van belang:

In- en output van verontreinigingen via poriënwater en sediment (proces 4)

In principe kan zowel horizontaal als verticaal transport optreden. De input van verontreinigingen met (horizontaal) instromend grondwater wordt gering geacht. De meeste verontreiniging bevindt zich echter onder normale omstandigheden boven het grondwaterniveau. Hiernaast is echter ook sprake van infiltratie van grondwater (verticale stroming), naar diepere lagen waar de verontreinigingsgraad laag is. Deze flux is derhalve van belang en wordt in dit hoofdstuk gekwantificeerd.

Adsorptie/desorptie in het grondwater (proces 8)

Adsorptie- en desorptieprocessen bepalen dan ook in belangrijke mate de aanwezigheid van stoffen in het grondwater. Dit proces is ook in de toplaag van de uiterwaarden van belang waar regenwater infiltreert en uitspoelt naar het grondwater. De resulterende verontreinigingsflux naar het grondwater hangt nauw samen met het onder proces 4 beschrevene.

Fluxen als gevolg van biologische processen (proces 10)

Over de kwantitatieve mobilisatie van verontreinigingen door biologische processen is slechts weinig bekend. Vele van deze processen kunnen invloed hebben op de verdelingscoëfficiënt van verontreinigingen tussen de vloeibare en vaste fase in de bodem. Het telen van gewassen en de oogst ervan resulteert in een mogelijke verontreinigingsflux naar buiten het gebied. Dit wordt in dit hoofdstuk beschouwd.

Samengevat worden de volgende fluxen/processen behandeld:

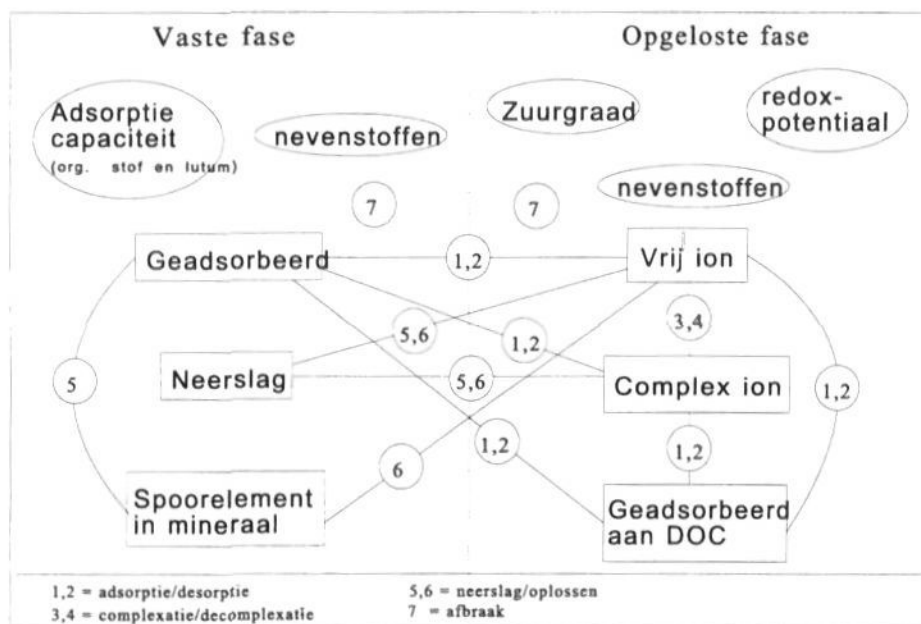
- afvoer naar het grondwater, inclusief de mobiliserende en bindende processen die in de bodem plaatsvinden
- opname door gewassen en de door oogsten ervan optredende verontreinigingsflux

Vervluchtiging van naftaleen

Hoewel de lichte PAK naftaleen in principe kan vervluchtigen, wordt er voor deze studie van uitgegaan dat dit verwaarloosbaar is voor de aanwezige naftaleen in uiterwaardengrond/baggerspecie. De aanwezige naftaleen is hier namelijk in terecht gekomen via een complex geheel van stappen ('lozing' in de waterfase, adsorptie aan zwevend slib, transport van zwevende stof in de waterfase, sedimentatie van zwevende stof en begraving) tijdens welke het mogelijk vervluchtigen van naftaleen reeds had kunnen optreden. Het feit dat dit niet gebeurd is leidt tot de conclusie dat vervluchtiging nu alsnog onwaarschijnlijk wordt geacht, zeker als in aanmerking wordt genomen dat de binding van PAK aan bodemdeeltjes met de tijd relatief¹ sterker wordt

3.3.1 Het bodemsysteem

Een voor deze studie relevante beschrijving van het bodemsysteem omvat de relaties tussen de bodemparameters, de bodemprocessen en de speciatie van de stoffen in de bodem. In feite komt het er op neer dat de speciatie afhankelijk is van de bodemprocessen die zelf weer afhankelijk zijn van de heersende bodemparameters. De complexe interactie tussen deze drie factoren is voor metalen schematisch weergegeven in Figuur 3-2. Voor PAK's is de situatie (in theorie) eenvoudiger: in de vaste fase zijn PAK's vrijwel uitsluitend aanwezig in gebonden vorm aan organische stof; in de vloeibare fase is het aanwezig in oplossing of geadsorbeerd aan opgeloste organische stof (Dissolved Organic carbon, DOC).



Figuur 3-2: Interactie en speciatie van metalen (rechthoeken), processen (genummerd) en parameters (in ovaal) in de bodem

¹ Het procentuele aandeel traag desorberende fractie neemt toe in de tijd (zie ook notities 'onderzoek veld Koc' en 'literatuurstudie afbraak PAK onder veldcondities' in de bijlagen)

3.3.2 Bodemparameters

Bodemparameters zijn karakteristieken van het (water)bodemsysteem die door onderzoek bepaald kunnen worden. Deze parameters zijn bepalend voor de bodemprocessen en de speciatie van de stoffen in de bodem, en daarmee ook de mobiliteit van de stoffen. De bodemparameters beïnvloeden elkaar ook onderling. De volgende bodemparameters zijn van belang voor de bodemprocessen die het transport van stoffen beïnvloeden:

1. zuurgraad (pH)
2. redoxpotentiaal (aangeduid met Eh of pE)
3. adsorptiecapaciteit
4. stofconcentraties

Onderstaand wordt nader ingegaan op deze bodemparameters.

Zuurgraad

De zuurgraad (concentratie H^+) is vooral van invloed op de adsorptie van metalen aan de vaste fase. Een lage pH resulteert in een gering adsorptievermogen van zware metalen.

Redoxpotentiaal

De redoxpotentiaal controleert de oxidatiestaat van de bodem en bepaalt daarmee in belangrijke mate het type (omkeerbare) reacties dat in de bodem plaatsvindt. De belangrijkste gevolgen van redoxveranderingen zijn de afbraak of vorming van Fe/Mn-hydroxides, waar zware metalen aan gebonden kunnen zijn, en de mogelijke reductie van sulfaat tot sulfide (of vice versa) wat kan leiden tot metaalsulfide neerslag (of oplossing). De redoxpotentiaal lijkt weinig invloed te hebben op de mobiliteit van PAK's (zie bijlage I-3; onderzoek veld Koc's)

Adsorptiecapaciteit

De adsorptiecapaciteit geeft het aantal bindingsplaatsen aan dat beschikbaar is voor adsorptie van metalen en PAK's en is dus een maat voor de aanwezigheid van kleimineralen, organische stof en Fe/Mn-hydroxides.

Stofconcentraties

Op velerlei manieren kan de aanwezigheid van bepaalde stoffen de mobiliteit van andere beïnvloeden. Bepaalde stoffen kunnen b.v. concurreren met elkaar om de beschikbare adsorptieplaatsen aan een kleimineraal (Ca versus Cd). De aanwezigheid van carbonaat (kalk) heeft een bufferende werking op de pH. Een laag zwavelgehalte in de bodem kan leiden tot mobiliteit van zware metalen, ook in anoxische (ofwel zuurstofloze, lage redoxpotentiaal) omstandigheden.

3.3.3 Bodemprocessen

De meeste relevante bodemprocessen zijn de volgende:

1. adsorptie/desorptie (omkeerbaar)
2. neerslaan/oplossen (omkeerbaar)
3. complexeren/decomplexeren (omkeerbaar)
4. afbraak (niet omkeerbaar)

Onderstaand wordt nader ingegaan op deze bodemprocessen:

Adsorptie/desorptie

Adsorptie vindt vooral plaats aan organische stof (in vaste (POC) of opgeloste (DOC) vorm) voor zowel PAK's als zware metalen. Een hoog POC-gehalte resulteert dus in een lage (re)mobiliteit, een hoog DOC-gehalte in een hoge (re)mobiliteit. Daarnaast vindt adsorptie van metalen plaats aan kleimineralen en hydroxides (vaste fase). Aangezien H^+ b.v. sterk adsorbeert aan kleimineralen neemt de mobiliteit van zware metalen toe bij een lage pH.

Neerslaan/oplossen

Deze processen zijn alleen van belang voor metalen. Indien het oplosbaarheidsproduct van een opgeloste stof, al dan niet in complexvorm, overschreden wordt, zal deze neerslaan. Hiermee neemt de concentratie van het metaal in oplossing af en zal worden opgeslagen in de vaste fase van de bodem. Het overschrijden van een oplosbaarheidsproduct is afhankelijk van de concentraties van betreffende componenten. Daarnaast zijn kinetische factoren zoals temperatuur en druk bepalend of de stof daadwerkelijk zal neerslaan.

Complexeren/decomplexeren

Vorming van complexen resulteert in een ander gedrag van de verontreiniging dan bij het vrije ion of de vrije stof. Dit kan leiden tot een hogere of lagere mobiliteit. Het verschil tussen een neerslag en een complex is, dat een complex in oplossing blijft en dus niet zal neerslaan. Over het algemeen betreft een complex een binding tussen een vrij ion met een ander vrij ion of een molecuul. Op deze manier wordt een oplosbaar complex ion/molecuul gevormd, b.v. complexering met DOC.

Afbraak

Afbraak van organische stoffen kan plaatsvinden als gevolg van biologische of chemische processen. Vooral onder oxische omstandigheden kan de afbraak van PAK significant zijn. De huidige situatie is echter een momentopname waarbij wordt uitgegaan van een bepaald gehalte aan PAK. Voor situaties later in de tijd geldt dat door afbraak de gehalten afnemen. Hiermee wordt, waar relevant, rekening gehouden. Daarbij wordt uitgegaan van afbraaksnelheden zoals weergegeven in bijlage I-4 (literatuuronderzoek afbraak PAK onder veldcondities).

3.3.4 Speciatie

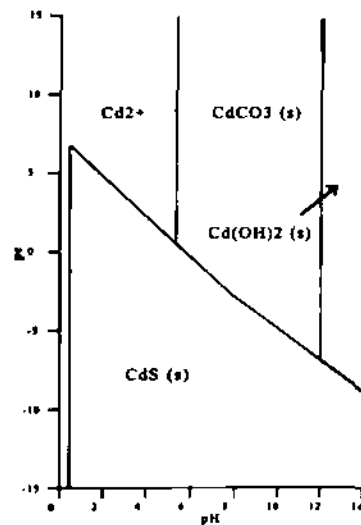
In het drie-fasen-systeem van de bodem (bodemdeeltjes, grondwater en bodem-lucht) zijn voor deze studie vooral de vaste en vloeibare fase van belang. De overgang van stoffen van de ene naar de andere fase wordt gecontroleerd door de verdelingscoëfficiënt. In de opgeloste fase bevindt zich de mobiele fractie van een stof, voor zink b.v. het Zn^{2+} -ion, het $Zn(OH)^+$ -complex of Zn geadsorbeerd aan DOC. De totale concentratie in oplossing kan worden beschreven door de volgende vergelijking:

$$[Zn_{\text{opgelost totaal}}] = [Zn_{\text{ion}}] + [Zn_{\text{anorganisch complex}}] + [Zn_{\text{organisch complex}}]$$

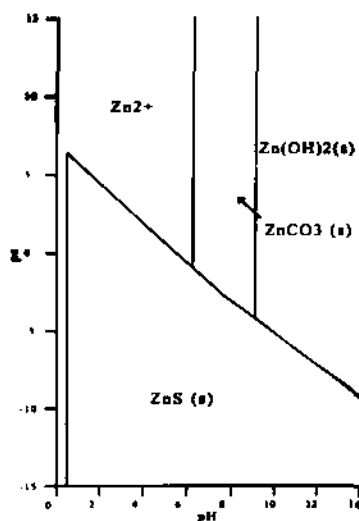
Voor PAK is vooral adsorptie aan DOC van belang. In de vaste fase bevindt zich de immobiele fractie van een stof. Zo kan zink als Zn^{2+} gebonden zijn aan de adsorptieplaatsen van kleimineralen, geïncorporeerd in het rooster van mineralen, b.v. carbonaten of silicaten of als ZnS-neerslag.

Op basis van de kenmerken van de Maassedimenten wordt verwacht dat de speciatie van de zware metalen dusdanig is dat de binding aan de vaste fase goed is. Dit wordt veroorzaakt doordat de zuurgraad vrij hoog en stabiel is (gebufferd door het hoge kalkgehalte) en het voldoende aanwezig zijn van kleimineralen en organische stof. De aanname van goede binding in de vaste fase wordt bevestigd door de lage gehalten in het grondwater in vergelijkbare omstandigheden elders langs de Maas [1]. Bij PAK's is de situatie iets genuanceerder door de goede binding aan DOC, waardoor de gehalten in de vloeibare fase relatief zouden kunnen toenemen. Ondanks veel onderzoek naar de speciatie van PAK, is de kwantificering van de speciatie nog niet duidelijk. De binding aan de vaste fase is zeer sterk. Ook geldt dat zware PAK's beter binden aan de vaste fase dan lichtere. Dit betekent dat naftaleen mobieler zou zijn dan fenantreen, dat weer mobieler zou zijn dan fluorantheen. Uit de bepaalde veld Koc's Lomm en Well-Aijen blijkt echter niet dat naftaleen mobieler is (bijlage X -1). Een mogelijke verklaring hiervoor is gegeven in de bijlage en kan gezocht worden op het gebied van afbraak van PAK tijdens het experiment.

In Figuur 3-3 en Figuur 3-4 zijn de globale stabiliteitsdiagrammen weergegeven van twee van de vier onderzochte metalen. Voor de achtergronden van deze diagrammen wordt verwezen naar [1]. De berekeningen en aannames die aan deze figuren ten grondslag liggen zijn opgenomen in bijlage III-1.



Figuur 3-3 Eh-pH diagrammen Cd



Figuur 3-4 Eh-pH diagram Zn

3.4 Verontreinigingsflux naar het grondwater

De flux van verontreinigingen is als volgt gedefinieerd: De verontreinigingsflux is de emissie van één of meer verontreinigingen, vanuit of naar een gedefinieerd compartiment per oppervlakte- en tijdseenheid. In het algemeen is de flux onder te verdelen in een fysische en chemische component. Fysisch transport vindt plaats door erosie en sedimentatie. In dit hoofdstuk wordt verspreiding en emissie als gevolg van erosie en sedimentatie buiten beschouwing gelaten.

Chemisch transport wordt bepaald door de volgende parameters:

1. concentratie in de vaste fase (C_s)
2. verdelingscoëfficiënt (K)
3. transportwijze (advectief, dispersief of diffusief); bij advectief: stroomsnelheid water (V_{water})
4. retardatie (R)

Concentratie in de vaste fase (ad 1).

Om een stof te transporteren moet de stof aanwezig zijn. In het algemeen geldt: hoe hoger de concentratie, des te groter de mogelijkheden voor transport

Verdelingscoëfficiënt (ad 2).

De verdelingscoëfficiënt (K_d) beschrijft de verhouding van de concentratie van een stof tussen de vaste en de vloeibare fase:

In formule:	$K_d = C_s / C_{aq}$
-------------	----------------------

Deze K_d wordt voor organische componenten genormeerd op de hoeveelheid aanwezig organisch koolstof:

In formule:	$K_{OC} = K_d / f_{oc}$
-------------	-------------------------

C_s	=	concentratie in de vaste fase (kg/kg)
C_{aq}	=	concentratie in de vloeibare fase (kg/m ³)
f_{oc}	=	de fractie organisch koolstof (-)
K_{OC}, K_d	=	verdelingscoëfficiënt (m ³ /kg)

De verdelingscoëfficiënt is afhankelijk van diverse bodemparameters en kan dus wijzigen door wisselende omstandigheden.

Transportwijze (ad 3).

Bij advection transport wordt een verontreiniging 'meegesleurd' door het transportmedium, in dit geval water. Dispersie en diffusie worden bepaald door concentratieverschillen en zijn in vergelijking met advection voor onderhavige situatie van infiltratie veel kleiner. Daarom zijn deze binnen dit hoofdstuk van gering belang en zullen deze verder niet worden meegenomen.

Retardatie (ad 4).

Retardatie is de vertraging die het transport van een verontreiniging in het grondwater ondervindt ten opzichte van de stroomsnelheid van het water als gevolg van diverse processen die de verontreiniging (tijdelijk) binden aan de vaste fase, zoals adsorptie en neerslag, en daarmee de verdelingscoëfficiënt. Ook zijn de bulkdichtheid en de porositeit van belang:

In formule:	$R = 1 + (\rho_{ob} * K_{stof} / p)$
-------------	--------------------------------------

R	=	retardatiefactor (-)
ρ_{ob}	=	bulkdichtheid (kg/m ³)
K	=	verdelingscoëfficiënt (m ³ /kg)
p	=	porositeit (-)

Naast de chemische flux vindt ook biologische flux plaats (emissie uit de te ontgraven deklaag als gevolg van opname door planten). Deze wordt separaat behandeld in paragraaf 3.10 van dit hoofdstuk.

Verontreinigingsflux

Met behulp van bovengenoemde parameters kan de verontreinigingsflux worden berekend:

In formule:	$F = V_{water} \times C_s / R \times K$
-------------	---

F = verontreinigingsflux (emissie per eenheid van tijd en oppervlak) in kg/jr.m²

3.5 Verontreinigingsfluxen tijdens inundatie

De voorgaande paragrafen beschreven de verontreinigingsfluxen ten tijde van droogligging. Wanneer echter het gebied overstroomt zal een aantal andere processen gaan plaatsvinden. Zo zal er sprake zijn van sedimentatie en zullen tevens veranderingen optreden in de waterflux en de redoxpotential.

Sedimentatie

Gedurende een inundatie zal door de afname van stroomsnelheid een gedeelte van het zwevend slib in de rivier bezinken en worden afgezet in het winterbed van de Maas. Aangezien het grootste gedeelte van de zware metalen en PAK in het rivierwater geadsorbeerd aan dit materiaal wordt meegevoerd, zal dit een inbreng van deze stoffen in het winterbed tot gevolg hebben. Zolang het verschil in samenstelling tussen het zwevend slib en het winterbedmateriaal niet groot is, wat aangenomen kan worden, zullen er geen grote veranderingen in de chemische mobiliteit van deze nieuw ingebrachte zware metalen en PAK plaatsvinden.

Tevens zal tijdens overstroming een gedeelte van het materiaal in het winterbed geresuspendeerd worden en op plaatsen met een lagere stroomsnelheid weer worden afgezet (vorm van fysische flux). Dit proces wordt ook wel herverontreiniging genoemd en zal binnen het Maasdal een constante bron van zware metalen en PAK blijven tot ver na het moment waarop alle puntlozingen zijn gesaneerd.

Als gevolg van sedimentatie zal er een opbouw zijn van het materiaal in het winterbed tot op het moment dat het weer geërodeerd zal worden door de meanderende rivier.

Waterflux in de bodem

De onverzadigde zone zal gedurende de grondwaterstijging, voorafgaand aan de inundatie, al verzadigd beginnen te raken. Daarna treedt transport van stoffen niet meer op volgens advectie, maar volgens diffusie gecombineerd met dispersie. Dit heeft tot gevolg dat er een zeer miniem netto verontreinigingstransport zal zijn. Afhankelijk van de concentratie-verschillen zal het transport naar het oppervlakte- of grondwater gericht zijn. Na de inundatie zal het grondwater echter weer snel naar het 'normale' niveau zakken en daarmee zal het overtollige water uit de oorspronkelijk onverzadigde zone verwijderd worden.

Redoxpotential

Ten tijde van overstroming zal, afhankelijk van o.a. de stroomsnelheid in het geïnundeerde gebied, de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem en inundatieduur, een omslag van oxische naar reducerende omstandigheden plaatsvinden. Uit recent onderzoek door het RIZA naar het gedrag van zware metalen in Maassediment blijkt dat de daling van de redoxpotential te traag verloopt om bij een inundatie van maximaal 1 à 2 weken reducerende omstandigheden te bereiken.

Aangezien de inundatiefrequentie relatief laag is (in vergelijking tot 'droge' situatie) en inundaties relatief kortstondig zijn, is, zoals aan het begin van dit hoofdstuk is aangegeven, met eventuele effecten van inundatie op de verspreiding van verontreinigingen geen rekening gehouden.

3.6 Kwantificering van de verontreinigingsflux

3.6.1 Aannamen

Het voor de emissie berekeningen opgestelde model is in eerste instantie gebaseerd op de aannamen die hebben geleid tot de afbakening van dit onderzoek. De relevante aannamen zullen hier nog eens herhaald worden:

- Berekend wordt de verontreinigingsflux (emissie per eenheid van tijd en oppervlakte) richting het grondwater uit de te ontgraven deklaag in het winterbed Lomm, Well-Aijen en Ooijen. De flux wordt berekend voor het vlak dat wordt gevormd door de onderzijde van de voorgenomen ontgraving. Dit betekent voor Lomm en Ooijen de flux naar het 1^e watervoerend pakket, aangezien op deze locaties de deklaag over het algemeen volledig wordt verwijderd.
- De verontreinigingsflux wordt berekend met de gegevens zoals vermeld in hoofdstuk 2, uitgangspunten en randvoorwaarden;
- De flux wordt berekend voor de zware metalen Cd, Zn, Cu en Pb en de PAK's naftaleen, antracene, fenantreen en fluorantheen;
- De flux wordt berekend voor een winterbed deklaag met een aangenomen kwaliteit die overeenkomt met de in hoofdstuk 2 (zie ook tabel bijlage II-1) voor de te bergen baggerspecie berekende 'gemiddelde concentraties' van de partij 'ongescheiden' (in dit hoofdstuk 'gemiddelde kwaliteit' genoemd) en 'de berekende concentraties voor de te bergen verontreinigde partij bij gescheiden berging (in dit hoofdstuk 'verontreinigd' genoemd);
- Er wordt aangenomen dat deze kwaliteiten representatief zijn voor het winterbed. Aangezien de maatgevende concentraties zijn bepaald uit gewogen gemiddelden van zowel de te ontgraven zomer- en winterbed specie (zie hoofdstuk 2) en (schone) was en mors in de bergingslocatie en in werkelijkheid de verontreiniging over het algemeen in de diepte afneemt, is dit echter niet geheel correct. Als gevolg van bijmenging van (schone) was en mors zullen de berekende concentraties bijvoorbeeld lager zijn dan de werkelijke gemiddelde concentraties in de te ontgraven deklaag. In paragraaf 6.3.2 'model' wordt hier nader op ingegaan.

Naast deze afbakening zijn nog andere aannamen gedaan ter simplificatie en validatie van het model. Een gedeelte van deze aannamen zijn gebaseerd op een 'worst-case' benadering:

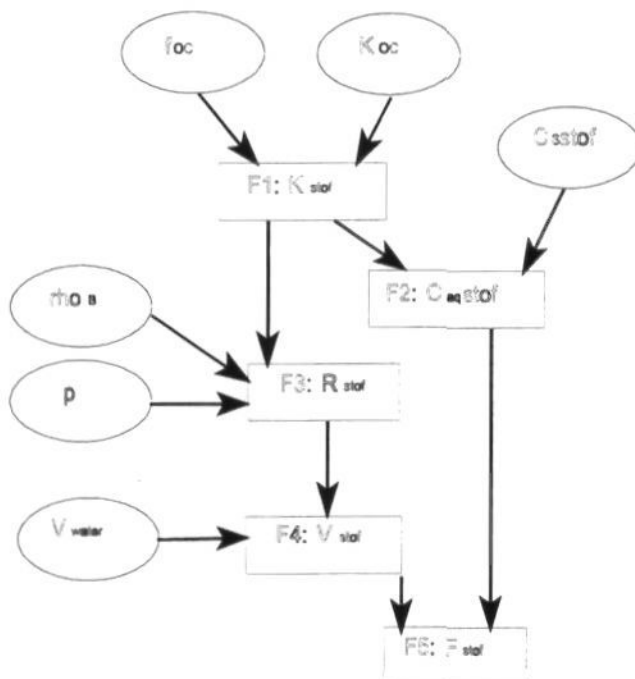
- Het neerslagoverschot wordt beschouwd als directe aanvulling op het grondwater. De netto inkomende waterflux is dus gelijk aan de waterflux die de verontreinigingen naar het grondwater vervoert;
- De infiltratie van het 'schone' neerslagoverschot heeft geen invloed op de poriënwaterconcentraties. Er is direct sprake van een evenwichtssituatie;
- De te ontgraven deklaag is homogeen van samenstelling;
- Ten tijde van inundatie zal percolatie van water en daarmee de verontreinigingsflux naar het grondwater beduidend lager zijn dan tijdens droogligging. Gezien de moeilijkheid tot kwantificering van de verontreinigingsflux tijdens inundatie zal voor het gehele jaar droogligging worden aangenomen;
- Transport van verontreinigingen door de deklaag in het winterbed vindt voornamelijk plaats als gevolg van infiltratie van regenwater (advectief stoftransport). De bijdrage van diffusief transport aan de emissie van verontreinigingen wordt in relatie tot het advectieve transport verwaarloosbaar verondersteld. Diffusief transport is in de berekeningen van emissie in de nulsituatie/autonome ontwikkeling buiten beschouwing gelaten;
- Opgeloste stoffen verlaten het verontreinigd pakket uitsluitend via de flux richting het grondwater. De flux naar vegetatie en oppervlaktewater wordt verwaarloosd dan wel niet van invloed geacht op de poriënwaterconcentraties en emissie uit de deklaag (zie ook kader in paragraaf 3.6.2);
- De waterbodem en verdeling van de verontreinigende stof hierin wordt homogeen verondersteld;
- Er heerst een chemische evenwichtssituatie tussen bodemoplossing en vaste fase. Alleen in dit geval wordt gebruik van de verdelingscoëfficiënt toegestaan. Biologische processen die zorgen voor wijzigingen in de stofbalans zijn niet meegenomen.

3.6.2 Model

Zoals in het voorgaande is onderbouwd, wordt alleen transport van verontreinigingen uit de te ontgraven winterbed deklaag richting het grondwater in de huidige situatie/autonome ontwikkeling gemodelleerd. De van belang zijnde parameters en processen zijn schematisch weergegeven in Figuur 3-5. De relevante formules zijn uitgewerkt in Tabel 3-1.

In het formularium is de retardatiefactor (R) opgenomen. Retardatie is alleen van toepassing indien sprake is van verspreiding van verontreinigingen door een schone(re) bodem (uitgaande van overigens gelijkblijvende condities). Retardatie kan maximaal plaatsvinden indien verspreiding plaatsvindt door een schone bodem. Er zal geen retardatie optreden indien de concentraties verontreinigingen en overige bodemparameters gelijk zijn op het hele verspreidingspad. In dat geval is stoftransportsnelheid gelijk aan de grondwaterstroomsnelheid (retardatiefactor=1). Voor onderhavige situatie, waarbij emissies uit de te ontgraven winterbed deklaag voor de nulsituatie / autonome ontwikkeling worden berekend, wordt uitgegaan van gemiddelde waarden voor bodemsamenstelling, die gelijk zijn voor de geheel te ontgraven deklaag (vereenvoudiging). De stoftransportsnelheid in de beschouwde deklaag kan hierdoor om eerder genoemde reden gelijk gesteld worden aan de grondwaterstroomsnelheid (geen retardatie). Formule F4 kan nu vereenvoudigd worden tot formule F4' (zie Tabel 3-1)

In feite wordt nu de emissie uit het onderste bodemlaagje van de te ontgraven deklaag berekend. De concentraties in het door dit bodemlaagje stromend water worden verondersteld constant in evenwicht te zijn met de gehalten in de grond en derhalve de kwaliteit te hebben gelijk aan de berekende poriënwaterconcentraties. Dit is een worst-case benadering omdat op een groot deel van de locatie de concentraties in de bodem afnemen in de diepte. Hierdoor mag verondersteld worden dat poriënwaterconcentraties in de onderste, minst verontreinigde, bodemlaag lager zullen zijn dan in de bovenste, meest verontreinigde bodemlaag. In feite moet in onderhavige vereenvoudigde emissieberekeningen de kwaliteit van het onderste bodemlaagje als maatgevende kwaliteit worden gehanteerd. De maatgevende kwaliteit van dit bodemlaagje is echter niet bepaald. In relatie tot alle modelvereenvoudigingen en andere aannamen wordt deze afwijking echter acceptabel verondersteld, immers met de emissieberekeningen wordt getracht slechts de orde grootte aan te geven van de te verwachten emissies in de nulsituatie / autonome ontwikkeling.



Figuur 3-5 Flowdiagram voor berekening van verontreinigingsfluxen

Tabel 3-1 Formules uit Figuur 3-5

F1	$K_{\text{stof}} = f_{\text{OC}} \cdot K_{\text{OC-stof}}$	K_{stof} = verdelingscoëfficiënt voor een stof (m^3/kg) f_{OC} = fractie organisch koolstof (-) $K_{\text{OC-stof}}$ = verdelingscoëfficiënt voor een stof tussen organisch koolstof en water (m^3/kg)
F2	$C_{(\text{aq})} = C_{(\text{s})} / K_{\text{stof}}$	$C_{(\text{aq})}$ = concentratie opgelost (kg/m^3) $C_{(\text{s})}$ = concentratie in vaste fase (kg/kg)
F3	$R_{\text{stof}} = 1 + \frac{\rho_{\text{B}} \cdot K_{\text{stof}}}{p}$	R_{stof} = retardatiefactor (-) ρ_{B} = bulkdichtheid bodem (kg/m^3) p = porositeit (-)
F4	$V_{\text{stof}} = V_{\text{water}} / R_{\text{stof}}$	V_{stof} = transportsnelheid van de stof (m/jr) V_{water} = grondwatersnelheid (m/jr) (= neerslagoverschot)
F4'	$V_{\text{stof}} = V_{\text{water}}$	zie toelichting in de tekst boven de tabel
F5	$F_{\text{stof}} = V_{\text{stof}} \cdot C_{(\text{aq})}$	F_{stof} = flux naar het grondwater ($\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{jr}$)

Opmerking bij formularium

- grondwaterstroming vindt plaats door de poriën van een bodemsysteem. De effectieve grondwaterstroomsnelheid $V_{\text{effectief}}$ is derhalve groter dan de grondwatersnelheid V_{water} en kan worden berekend door de grondwatersnelheid V_{water} te delen door de porositeit. Bij berekeningen van verontreinigingsfluxen, zoals in onderhavig geval, is deze correctie voor de porositeit niet nodig, immers de verontreinigingsfluxen zouden dan worden berekend per m^2 poriënoppervlak in plaats van per m^2 bodemoppervlak.
- f_{oc} is berekend als $0,5 \cdot \text{organische stofgehalte}$

3.6.3 Verdelingscoëfficiënten

Vanwege de grote variatie in theoretisch bepaalde verdelingscoëfficiënten in de literatuur, zijn ten behoeve van deze studie de veld K_{OC} 's bepaald van enkele PAK's (zie bijlage 1-3; onderzoek veld K_{OC} 's). Literatuurwaarden en de te gebruiken waarden zijn opgenomen in Tabel 3-2. Opmerkelijk is dat de theoretische benadering waarbij werd verwacht dat naftaleen mobieler zou zijn dan fenantreen niet wordt bevestigd door de veldmetingen. Een verklaring hiervoor is gegeven in zojuist genoemde bijlage.

Tabel 3-2 Log K_{OC} -waarden voor PAK

Stof	Literatuurwaarden		Te hanteren in berekeningen	
	[1]	[4]	Lomm	Well-Aijen
Naftaleen	-	3,31	5.1	5.0
Antraceen	-	4,46	4.8	4.7
Fenantreen	3,85	4,47	4.6	4.7
Fluorantheen	4,63	5,17	4.7	4.8

De verdelingscoëfficiënten van de zware metalen die in de literatuur genoemd worden lopen sterk uiteen. In de rapportage voor de MER Grensmaas [5] zijn verschillende, sterk uiteenlopende waarden gerapporteerd. In deze studie zijn de gemiddelden van de gerapporteerde waarden gehanteerd. De betreffende waarden zijn opgenomen in Tabel 3-3.

Tabel 3-3 K-waarden voor zware metalen (m^3/kg) [5]

Stof	Gerapporteerde range	te hanteren in berekeningen
cadmium	0,67 – 18	9
zink	11 – 53	32
lood	4,8 – 54	29
koper	1,8 – 11	6

3.6.4 Modelleren

Met de in het voorgaande besproken parameters kunnen de berekeningen van emissie uit de te ontgraven deklaag richting het grondwater uitgevoerd worden. De gebruikte invoerparameters voor de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 3-4.

Tabel 3-4 Invoerparameters verspreidingsberekeningen

parameter weerdoppervlak ¹	eenheid ha	Lomm 95 ha (totaal ingreepgebied winterbed Lomm)		Well-Aijen 252 ha (totaal ingreepgebied winterbed Well-Aijen en Ooijen)	
kwaliteit		'Gemiddeld' ²	'verontreinigd' ³	'gemiddeld' ²	'verontreinigd' ³
organische stof	%	3,5	5,4	4,0	6,5
f _{oc} ⁴	%	1,75	2,7	2,0	3,25
C _(s) cadmium ⁴	mg/kg	1,11	2,1	0,84	2,35
C _(s) zink ⁴	mg/kg	145	248	161	365
C _(s) lood ⁴	mg/kg	47	79	54	119
C _(s) koper ⁴	mg/kg	16	28	16	34
C _(s) naftaleen ⁴	mg/kg	0,06	0,11	0,06	0,18
C _(s) antracene ⁴	mg/kg	0,04	0,06	0,03	0,07
C _(s) fenantreen ⁴	mg/kg	0,11	0,2	0,09	0,26
C _(s) fluorantheen ⁴	mg/kg	0,19	0,34	0,14	0,43
Kd _{cadmium} ⁵	m ³ /kg	9	9	9	9
Kd _{zink} ⁵	m ³ /kg	32	32	32	32
Kd _{lood} ⁵	m ³ /kg	29	29	29	29
Kd _{koper} ⁵	m ³ /kg	6	6	6	6
Koc _{naftaleen} ⁶	m ³ /kg	125,9	125,9	100	100
Koc _{antracene} ⁶	m ³ /kg	63,1	63,1	50,1	50,1
Koc _{fenantreen} ⁶	m ³ /kg	39,8	39,8	39,8	39,8
Koc _{fluorantheen} ⁶	m ³ /kg	50,1	50,1	63,1	63,1
V _{water} ⁷	m ³ /jaar	0,25	0,25	0,25	0,25

1. Informatie De Maaswerken
2. Gemiddelde van alle analyses: Lomm resp. Well-Aijen "ongescheiden" (zie ook hoofdstuk 2 'uitgangspunten')
3. Gemiddelde van 'slechtste' kwaliteit: Lomm resp. Well-Aijen "verontreinigde deelpartij" (zie ook hoofdstuk 2 'uitgangspunten')
4. Gegevens van de Maaswerken, NAZCA bestanden
5. Literatuurdata [5]
6. Uit bijlage I-3
7. Aangenomen infiltrerend neerslagoverschot

Opmerkingen bij de invoerparameters

De in de tabel vermelde oppervlaktes betreffen de totale oppervlaktes winterbed waar ontgravingswerkzaamheden zijn gepland. Het oppervlakte te ontgraven zomerbed is niet bekend.

De gehanteerde concentraties komen overeen met de in hoofdstuk 2 ('uitgangspunten en randvoorwaarden') berekende concentraties. Het betreft gewogen gemiddelden. Daarbij is de te ontgraven zomerbedspecie uit Sambeek en Grave en 'mors' en 'was' inbegrepen. Hiervoor is in het kader van onderhavige indicatie emissieberekeningen geen correctie uitgevoerd.

3.7 Berekeningsresultaat poriënwaterconcentraties

Op basis van de invoergegevens in Tabel 3-4 zijn de poriënwaterconcentraties berekend conform de formules F1 en F2 uit Tabel 3-1. De resultaten van de betreffende formules zijn opgenomen in bijlage III-2. De berekende poriënwaterconcentraties zijn in Tabel 3-5 samengevat. In deze tabel zijn ter vergelijking tevens de streef- en interventiewaarden (gewijzigde versie Bijlage A bij de 4^e Nota Waterhuishouding zoals gepubliceerd in de Staat Courant van 16 juni 2000) opgenomen.

Bij vergelijking van de berekende poriënwaterconcentraties met de streef- en interventiewaarden blijkt dat de berekende concentraties zware metalen beneden de streefwaarden liggen. De berekende concentraties naftaleen, antracene, fluorantheen en fenantreen overschrijden allen de streefwaarden. De interventiewaarden worden niet overschreden.

Tabel 3-5 Poriënwaterconcentraties vergeleken met de normen

parameter	eenheid	Lomm gemiddeld	verontreinigd	Well-Aijen gemiddeld	verontreinigd	Streef- waarde	Interventie- waarde	MTR opp.water
C _(aq) cadmium	µg/l	0,1	0,2	0,09	0,3	0,4	6	2
C _(aq) zink	µg/l	4,5	7,8	5,0	11,4	65	800	40
C _(aq) lood	µg/l	1,6	2,7	1,9	4,1	15	75	220
C _(aq) koper	µg/l	2,7	4,7	2,7	5,7	15	75	3,8
C _(aq) naftaleen	µg/l	0.03*	0.03*	0.03*	0.06*	0,01	70	1,2
C _(aq) antracene	µg/l	0.04**	0.04*	0.03*	0.04*	0,0007	5	0,07
C _(aq) fenantreen	µg/l	0.16*	0.19*	0.11*	0.20*	0,003	5	0,3
C _(aq) fluorantheen	µg/l	0.22*	0.25*	0.11*	0.21*	0,003	1	0,3

* = verhoogd ten opzichte van de streefwaarde

3.8 Berekeningsresultaat flux in de huidige situatie

Op basis van de invoergegevens in Tabel 3-4 zijn de fluxberekeningen uitgevoerd conform de formules F1 tot en met F5 uit Tabel 3-1. De resultaten van de betreffende formules zijn opgenomen in bijlage III-2. De berekende fluxen voor t=0 jaar zijn samengevat in Tabel 3-6. In deze tabel zijn ter vergelijking tevens de normfluxen voor **baggerspeciestortplaatsen** uit het Beleidsstandpunt verwijdering Baggerspecie (Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 23450, nr. 1, afgekort BVB) en berekende normfluxen o.b.v. de nieuwe streefwaarden in de Staats Courant van 16 juni 2000. Voor een toelichting op deze normfluxen wordt verwezen naar hoofdstuk 5 'emissie en verspreiding van verontreinigingen uit bergingslocaties naar het grondwater'.

Tabel 3-6 Flux uit de te ontgraven deklaag richting grondwater in de huidige situatie (t=0)

flux per stof	Eenheid	Lomm		Well-Aijen		normfluxen ¹	
		gemiddeld	verontreinigd	Gemiddeld	verontreinigd	BVB ²	Obv nieuwe streefwaarden d.d. 16 juni 2000
F cadmium	g/ha.jaar	0,3*	0,6*	0,2*	0,7*	0,1	-
F zink	g/ha.jaar	11,3	19,4	12,6	28,5*	20	-
F lood	g/ha.jaar	4,1	6,8	4,7	10,3	10	-
F koper	g/ha.jaar	6,7*	11,7*	6,7*	14,2*	5	-
F naftaleen	mg/ha.jaar	68*	81*	75*	138*	200	20
F antracene	mg/ha.jaar	91*	88*	75*	107*	40	1,4
F fenantreen	mg/ha.jaar	395*	465*	283*	502*	40	6
F fluorantheen	mg/ha.jaar	542*	628*	277*	524*	10	6

* overschrijding van 'normflux' uit BVB en berekende normflux obv nieuwe streefwaarden d.d. 16 juni 2000

- 1 Het betreft normfluxen voor **baggerspeciestortplaatsen**. De waarden zijn slechts vermeld om de emissies uit de bergingslocaties (hoofdstuk 5) beter te kunnen vergelijken met de emissies uit de nulsituatie/autonome ontwikkeling
- 2 Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (BVB)

Uit de tabel blijkt dat de berekende fluxen voor enkele van de beschouwde zware metalen en alle beschouwde PAK zijn verhoogd ten opzichte van de 'normfluxen'. Tevens blijkt dat de verschillen in emissie tussen de 'verontreinigde deklaag' en de 'deklaag met gemiddelde kwaliteit' gering zijn. Voor de locatie Lomm is de emissie uit de verontreinigde deklaag gemiddeld een factor 1,5 à 2 hoger, voor de locatie Well-Aijen gemiddeld een factor 2 à 3.

3.9 Berekeningsresultaat flux autonome ontwikkeling

Naast de emissies in de huidige situatie is ook van belang te bepalen wat de emissies in de toekomst zullen zijn, bij het achterwege laten van de ingrepen. In deze paragraaf zal een indicatieve berekening worden uitgevoerd. Aangezien er bij zware metalen geen afbraak plaatsvindt wordt er voor zware metalen van uitgegaan dat de concentraties niet zullen afnemen (zie toelichting kader). De emissie blijft derhalve gelijk aan de reeds in Tabel 3-6 gerapporteerde waarden.

Afname van zware metalenconcentratie in de verontreinigde bodemlagen in de tijd: door emissie naar grondwater

Als gevolg van de emissie richting het grondwater zullen de gehalten in de grond afnemen, en derhalve ook de metalen fluxen. De afname van de fluxen als gevolg van de afname van de initiële speciegehalten bevinden zich in de onnauwkeurigheidsmarge van de modelonzekerheden en -aannamen. Dit is onderstaand geïllustreerd met een rekenvoorbeeld.

De berekende emissie van koper uit een deklaag met een gemiddelde kwaliteit te Lomm bedraagt 6,7 g/ha.jr, zie Tabel. Dit betekent dat over een periode van 1000 jaar en een verontreinigd oppervlak van 95 ha circa 650 kg koper afgevoerd wordt uit de te ontgraven deklaag. De totaal hoeveelheid aanwezige koper bedraagt circa 90.000 kg (3,3 miljoen m³ = circa 5,6 miljoen ton; 0,016 kg Cu/ton). De afvoer van 650 kg koper hieruit is in verhouding tot deze initiële hoeveelheid verwaarloosbaar (0,007%) en zal dus nagenoeg geen effect hebben op de berekende flux in de tijd. De flux wordt derhalve constant verondersteld in de tijd, ook voor zeer lange tijdschalen (10.000 jaar).

Afname van zware metalenconcentratie in de verontreinigde bodemlagen in de tijd: door opname gewassen

Ook als gevolg van opname door gewassen (biologische flux) zullen de gehalten in de grond afnemen, en derhalve ook de metalen fluxen. Verder in dit hoofdstuk (paragraaf 'biologische flux') wordt aangegeven dat de potentiële biologische flux een factor 20 tot 200 hoger kan zijn dan de flux naar het grondwater. De invloed van deze emissieroute op de metalenconcentratie in de bodem in de tijd is echter gering. Dit is onderstaand geïllustreerd met een rekenvoorbeeld.

De hoogste emissie door opname van gewassen betreft de emissie van zink; de potentiële biologische flux bedraagt 1900 g/ha.jr. De biologische flux is voor cadmium uitgerekend op 14 g/ha.jr. De totale hoeveelheid aanwezige zink en cadmium bij een gemiddeld zink- en cadmiumgehalte van respectievelijk 200 en 2 mg/kgds en een hoeveelheid grond van 5 miljoen ton (circa 3 miljoen m³) bedraagt 1.000.000 kg zink en 10.000 kg cadmium. Het potentiële verlies aan zink en cadmium als gevolg van opname door maïs bedraagt in 1000 jr en een aangenomen oppervlakte van 100 hectare respectievelijk 190.000 kg (1,9 kg/ha.jr*1000*100) en 1.400 kg (0,014 kg/ha.jr*1000*100). Dit komt overeen met respectievelijk 19% en 14% van de initiële hoeveelheid. Gezien alle onzekerheden in de (model)aannames in relatie tot de relatief geringe afname van de gehalten in de grond worden deze constant verondersteld voor een periode van 1000 jr. Op grotere tijdschalen (b.v. 10.000 jaar) zal de invloed van de biologische flux op de metalenconcentratie in de bodem in principe toenemen (significanter worden). In onderhavige studie wordt hiermee echter geen rekening gehouden. Er vindt hierdoor een overschatting plaats van de berekende emissies.

Voor PAK is de situatie anders. Onder aërobe condities vindt afbraak plaats. Op basis van de notitie 'beknopt literatuur onderzoek afbraak PAK onder veldcondities' (zie bijlage I-4) wordt als afbraaksnelheid (halfwaardetijd) van de beschouwde PAK's (naftaleen, antraceen, fenantreen en fluorantheen) 21 jaar aangehouden. Dit houdt in dat er na 100, 250 en 1000 jaar nog respectievelijk ca. 3,7, 0,03 en circa 0% van de oorspronkelijke gehalten aanwezig is. In de fluxberekeningen voor autonome ontwikkeling wordt verondersteld dat de gehalten in de verontreinigde bodem bij autonome ontwikkeling afnemen tot de genoemde percentages en daarmee ook de emissie van PAK naar het grondwater.

Aanvullende berekening van de emissie van PAK, rekening houdend met afbraak levert de waarden voor de fluxen voor PAK zoals weergegeven in Tabel 3-7. Deze zijn alleen vermeld voor de variant die uitgaat van een gemiddelde kwaliteit) voor de tijdstippen 0 (overeenkomstig Tabel 3-6), 10, 50, 100, 250, 500 en 10.000 jaar. Voor de emissies uitgaande van de 'meest verontreinigde' kwaliteit wordt verwezen naar berekeningsresultaten in bijlage III-2.

Tabel 3-7 Fluxen PAK op t=0, 10, 50, 100, 250 en 1000 jaar voor 'gemiddelde kwaliteit'

Flux per stof		eenheid	Tijdstip (jaar)					normfluxen ¹ (mg/ha.jaar)	
			0	10	50	100	250	500 en 10.000	BVB ²
Lomm (gemiddelde kwaliteit)									
F naftaleen	mg/ha.jaar	68,1*	48,9*	13,1	2,5	0,02	0	200	20
F antraceen	mg/ha.jaar	90,6*	65,1*	17,2*	3,3*	0,03	0	40	1,4
F fenantreen	mg/ha.jaar	395*	284*	75,8*	14,6*	0,12	0	40	6
F fluorantheen	mg/ha.jaar	542*	389*	104*	20,0*	0,16	0	10	6
Well-Aijen (gemiddelde kwaliteit)									
F naftaleen	mg/ha.jaar	75*	54*	14,4	2,8	0,02	0	200	20
F antraceen	mg/ha.jaar	75*	54*	14,4*	2,8*	0,02	0	40	1,4
F fenantreen	mg/ha.jaar	283*	203*	54,3*	10,4*	0,08	0	40	6
F fluorantheen	mg/ha.jaar	277*	199*	53,3*	10,2*	0,08	0	10	6

* overschrijding van 'normflux' uit BVB en berekende normflux o.b.v. nieuwe streefwaarden d.d. 16 juni 2000 op land

1 Het betreft normfluxen voor baggerspeciéstortplaatsen. De waarden zijn slechts vermeld om de emissies uit de bergingslocaties (hoofdstuk 5) beter te kunnen vergelijken met de emissies uit de nulsituatie/autonome ontwikkeling

2 Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (BVB)

Uit de tabel blijkt dat als gevolg van afbraak na circa 250 jaar de PAK concentratie sterk is afgenomen en de fluxen tot nagenoeg nul zijn gereduceerd, indien geen nieuwe aanvoer van verontreiniging plaatsvindt en volledige afbraak mogelijk is. Aangezien een deel van de PAK sterk aan de bodemdeeltjes zijn gebonden en deze fractie daardoor slecht beschikbaar is voor afbraak, zal het in werkelijkheid vermoedelijk veel langer duren voordat het laatste restje bodemgebonden PAK volledig is afgebroken. Aangezien de flux samenhangt met de concentratie in oplossing zal deze hierdoor niet toenemen.

De berekende fluxen zijn behoudens naftaleen op 100 jaar nog verhoogd ten opzichte van de 'normfluxen'. Naftaleen is op 100 jaar niet meer verhoogd ten opzichte van deze 'normfluxen'.

3.10 Biologische flux

Organismen (zowel plantaardig als dierlijk) hebben het vermogen om verontreinigingen op te nemen en te accumuleren. Aangezien de potentieel belangrijkste vorm van belasting naar buiten het systeem door biologische flux naar verwachting zal plaatsvinden door de opname van verontreiniging in voedingsgewassen beperkt de onderstaande beschrijving zich hiertoe. Of opname van verontreiniging ook daadwerkelijk in belastende concentraties (voor plant of consument) geschiedt is sterk afhankelijk van de heersende condities in de bodem. De belangrijkste parameters hierbij zijn zuurgraad, redoxpotentiaal, de adsorptiecapaciteit van de bodem en de aanwezigheid van complexvormers. Ook de specifieke plantensoort en het groeistadium van deze is van invloed. Specifiek zink en cadmium kunnen in gewassen opgenomen worden, aangezien deze stoffen als sporenelement in geringe gehalten noodzakelijk zijn voor de plant [1]. Van PAK wordt in het algemeen aangenomen dat opname in planten slechts zeer beperkt optreedt. Literatuur van gericht onderzoek hiernaar is echter niet voorhanden.

Om een idee te krijgen van de omvang van de potentiële biologische flux in vergelijking tot de flux naar het grondwater zijn in deze paragraaf eenvoudige biologische flux berekeningen uitgevoerd voor cadmium, zink, fenantreen en fluorantheen.

Daarbij zijn de volgende aannames gehanteerd:

- het gehele winterbed wordt gebruikt voor maïsbouw;
- de maïs wordt eens per jaar geoogst;
- de oppervlakte van het relevante¹⁾ winterbed bedraagt 83,4 ha (Lomm) en 164,8 ha (Well-Aijen)
- de opbrengst van snijmaïs is 12.000 kgds per hectare per jaar [1]
- de verontreinigingsconcentraties in maïs zijn overeenkomstig aan de aangehouden waarden in [1].

1) Het relevante oppervlakte in het kader van de nulsituatie/autonome ontwikkeling is het oppervlak waar ten behoeve van de geplande ingreep weerdgrond wordt ontgraven en afgevoerd naar de bergingslocaties Lomm, respectievelijk Well-Aijen

De berekeningsresultaten zijn opgenomen in Tabel 3-8.

Tabel 3-8 Potentiële biologische flux

stof	concentraties in maïs [1]	flux (g/ha.jaar) Lomm/Well-Aijen ³⁾
cadmium	1,18 mg/kg ¹⁾	14
zink	156 mg/kg ¹⁾	1900
fenantreen	0,74 µg/kg ²⁾	$8,9 \cdot 10^{-3}$
fluorantheen	0,95 µg/kg ²⁾	$1,1 \cdot 10^{-2}$

- 1) In ref [1] is aangegeven dat deze concentraties zijn overgenomen uit onderzoek Maasdal ('Projectgroep Zware metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren, 1987c, Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de Provincie Limburg, deel 3: Bodemgewasrelaties, Haren')
- 2) In ref [1] is aangegeven dat deze concentraties zijn overgenomen uit Basisdocument PAK (Slooff, W. et al., 1989)
- 3) berekend door concentratie te vermenigvuldigen met opbrengst van maïs per jaar

In werkelijkheid zullen de fluxen van fenantreen en fluorantheen hoger zijn, aangezien de hier gebruikte concentraties gemiddelden zijn voor geheel Nederland. Aangenomen mag worden dat de concentraties in het voor onderhavige project relevante winterbed naar alle waarschijnlijkheid hoger zijn.

Vergelijking van de flux die het systeem verlaat via de biosfeer (Tabel 3-8) en de gemiddelde flux naar grondwater (Tabel 3-6) levert de (opmerkelijke) conclusie dat de potentiële biologische flux vele ordegrottes hoger ligt dan de flux richting het grondwater.

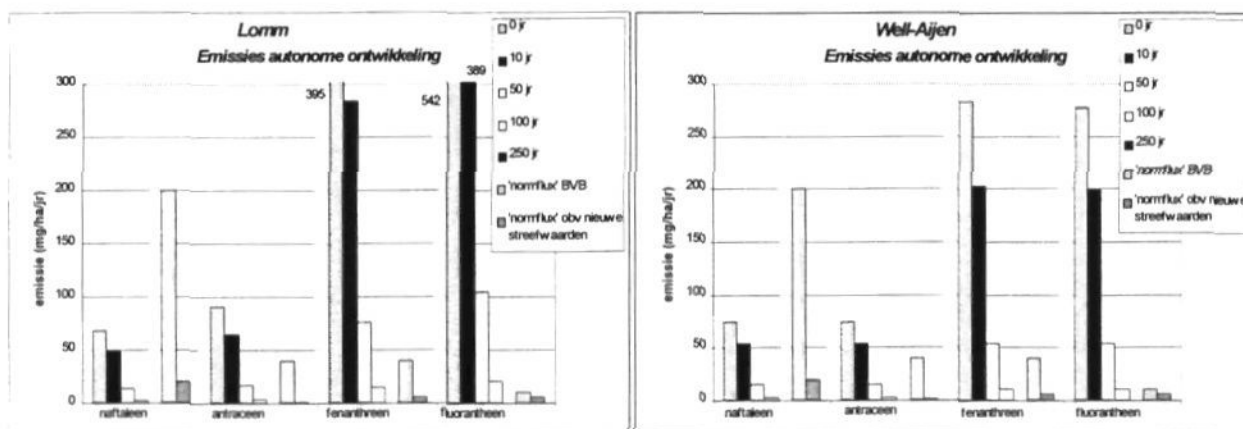
Uit Tabel 3-7 blijkt dat als gevolg van microbiële afbraak emissie van de beschouwde PAK bij een halfwaardetijd van 21 jaar na circa 250 jaar tot nagenoeg nul is gereduceerd.

3.11 Conclusies

De berekende emissies voor zware metalen variëren van 0,02 tot 0,68 g/ha.jaar. De flux van zware metalen blijft praktisch constant, doordat er geen afbraak, maar ook slechts zeer geringe afvoer (emissie) plaatsvindt. De berekende fluxen zijn voor enkele van de beschouwde zware metalen verhoogd de 'normfluxen' uit het Beleidsstandpunt verwijdering Baggerspecie (BVB) en/of de Concept ministeriële regeling Baggerspeciéstortplaatsen op land.

De berekende emissies voor PAK variëren van 75-628 mg/ha.jaar op t=0 tot 0 mg/ha.jaar op t=500 jaar. In onderstaande grafiek zijn de in Tabel 3-7 berekende emissies voor PAK weergegeven in de vorm van staafdiagrammen voor t=0, 10, 50, 100 en 250 jaar. In de grafiek zijn ter vergelijking tevens de 'normfluxen' uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (BVB) en de o.b.v. de nieuwe streefwaarden (Staats Courant, 16 juni 2000) berekende "normfluxen" weergegeven. Per stof neemt van links naar rechts de tijd toe van 0 naar 250 jaar, de laatste 2 kolommen betreffen respectievelijk de 'normfluxen' uit het BVB ('normflux' 1) en de o.b.v. nieuwe streefwaarden berekende 'normfluxen' ('normflux' 2).

Met de tijd neemt de emissie van PAK af door afbraak. De berekende fluxen voor naftaleen, antraceen, fluorantheen en fenantreen zijn tot circa 100 jaar verhoogd ten opzichte van 'normfluxen'.



Figuur 3-6 Emissies PAK uit de te ontgraven winterbed deklaag op t=0, 10, 50, 100 en 250 jaar en 'normfluxen'

De berekende fluxen dienen als gevolg van alle aannamen en modelvereenvoudigingen als indicatief beschouwd te worden en geven slechts de orde grootte van de te verwachten emissie uit de deklaag aan. Verondersteld mag worden dat de verschillende aannamen en modelvereenvoudigingen netto een overschatting van de berekende fluxen tot gevolg hebben. Een voorbeeld van een aanname die tot een overschatting leidt is infiltratie van regenwater. Verondersteld is dat het neerslagoverschot gelijkmatig infiltreert en constant in evenwicht is met de verontreinigingen in de vaste fase. Dit is een overschatting aangezien een deel van het neerslagoverschot versneld zal worden afgevoerd naar het grondwater via macroporiën. Ook door de gehanteerde gemiddelde verontreinigingsgehalten voor de hele deklaag wordt de emissie overschot, immers de gehalten in het onderste bodemlaagje van de te ontgraven deklaag zullen over het algemeen lager zijn.

Voorts kan op basis van de beschouwing in dit hoofdstuk worden gesteld dat de emissie via gewassen die geteeld worden op de verontreinigde grond in de uiterwaarden in potentie een veel grotere flux naar de omgeving oplevert dan de emissie richting het grondwater.

3.12 Referenties

1. 'Milieueffecten hergebruiksvarianten Zandmaas; Verontreinigde bodem Maasdal, Brondocument verspreiding verontreinigingen huidige situatie' (WAU.MHZ-4-97054, definitief, versie 4, d.d. 08-01-1999)
2. Kok, A., 1996; Toepassing klasse 4 in natuurontwikkeling uiterwaarden. Rapport projectbureau Zandmaas.
3. Sposito, G., 1989; The chemistry of soils, Oxford University press
4. Steenwijk, J.M., Cornelissen, G., Ten Hulscher, Th.E.M, september 1999; Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen, RIZA-nota 99.023
5. Iwaco, CSO, WL, 1996; MER project Grensmaas, Technisch rapport Bodem: uitloging klei, rapport Tr7-3 97/01
6. W.P. Locher, H de Bakker (redactie), 1994, Bodemkunde van Nederland, deel 1, Algemene Bodemkunde, Malmberg, Den Bosch
7. Paul, E.A., Clark, F.E., 1989; Soil- and biochemistry, Accademic press California

4. Consolidatieberekeningen

4.1 Algemeen

Dit hoofdstuk betreft de consolidatieberekeningen voor de kleischermen van Lomm en Well-Aijen ten behoeve van de verspreidingsberekeningen. In paragraaf 4.2 wordt de berekeningswijze toegelicht. In paragraaf 4.3 wordt voor beide locaties een overzicht gegeven van de basisgegevens en uitgangspunten en in paragraaf 4.4 worden de resultaten beschreven.

4.2 Berekeningswijze

Op basis van het lutum-, zand- en organisch stof gehalte van de niet-vermarktbare grond zijn 2 grondsoorten onderscheiden. Dit betreft de twee speciesamenstellingen A en B. Aan beide type specie zijn consolidatie-coëfficiënten toegekend, die zijn afgeleid uit de database van proefresultaten die bij RWS-DWW beschikbaar is en die gerelateerd zijn aan de fysische eigenschappen van de grond.

De consolidatie van de niet-vermarktbare grond is berekend met het programma FSCONBAG. De consolidatieberekeningen zijn 1 dimensionaal. Daarom zijn op een aantal representatieve locaties in de berging verticalen onderscheiden. Dit betreft een verticaal voor het horizontale gedeelte van de bodem, en 1 of meerdere verticalen op het talud. Het onderscheid van verticalen op het talud is noodzakelijk vanwege de afname van de dikte van de gestorte specie. Het aantal verticalen op het talud is afhankelijk van de diepte van de bergingslocatie en het verloop van het talud.

Daarnaast zijn verticalen onderscheiden op plaatsen waar hoogwatergeulen door de bergingslocaties lopen. Hier wordt de bergingslocatie niet tot de maximale hoogte gevuld.

Het resultaat van de consolidatieberekening bestaat uit een verloop van de consolidatie in de tijd. Daarnaast wordt voor elke verticaal het volume uittredend consolidatiewater berekend. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in uittredend consolidatiewater naar het grondwater en het oppervlaktewater. Deze wateremissie wordt aangegeven in mm/jaar per oppervlakte-eenheid, in dit rapport aangeduid als flux. Tenslotte is per verticaal de hydraulische weerstand van het speciepakket na consolidatie berekend. Deze resultaten dienen als invoer voor de verspreidingsberekeningen.

4.3 Basisgegevens en uitgangspunten

4.3.1 Lomm

Geometrie

In bijlage I-1 is een schets met de ligging van de bergingslocatie weergegeven. De bergingslocatie heeft een oppervlakte van circa 35,5 ha aan de bovenkant. Het oppervlak van de bodem bedraagt circa 17,7 ha. De lengte van de bergingslocatie bedraagt circa 1900 m. De breedte varieert van 120 m tot 320 m. De bodem van de bergingslocatie loopt op van NAP -5,0 m stroomopwaarts tot NAP +2,5 stroomafwaarts. Het talud heeft een helling van 1:3. De bovenzijde van de bergingslocatie wordt afgewerkt op een niveau van NAP +12,0 m à NAP +12,5 m. Aan de bovenzijde bevindt zich een schone afdeklaag met een dikte van 1,5 m. De bovenzijde van de verontreinigde niet-vermarktbare grond bevindt zich dus op NAP +10,5 m à NAP +11,0 m.

Ten behoeve van de berekeningen zijn 3 doorsneden onderscheiden. Voor elke doorsnede is gekeken naar één verticaal in het midden van de doorsnede en één of twee verticalen op het talud. De betreffende schematisatie van de doorsneden is weergegeven bijlage IV-1.

Fysische eigenschappen niet-vermarktbare grond

De fysische eigenschappen van de specie zijn weergegeven in hoofdstuk 2 'uitgangspunten en randvoorwaarden'. In onderstaande tabel zijn de belangrijkste kenmerken samengevat.

Tabel 4-1 Relevante fysische eigenschappen specie

Variant	Herkomst	Aard	Volume [m³]	Fysische samenstelling		
				Lutum [%]	Zand [%]	Organische stof [%]
Deklaag 1,5 m	Lomm	Weerdgrond	530000	12	73	2.1
Ongescheiden	Lomm	Weerdgrond	2370000	11	61	2.5
	Grave	Zomerbedspecie	345000	17	68	2.6
	Sambeek	Zomerbedspecie	455000	17	61	9.6
	Totaal/gemiddeld		3170000	13	62	3.5
Gescheiden schoon	Lomm	Weerdgrond	1810000	11	57	2.1
	Grave	Zomerbedspecie	geen			
	Sambeek	Zomerbedspecie	geen			
	Totaal/gemiddeld		1810000	11	57	2.1
Gescheiden verontreinigd	Lomm	Weerdgrond	560000	11	74	3.8
	Grave	Zomerbedspecie	345000	17	68	2.6
	Sambeek	Zomerbedspecie	455000	17	61	9.6
	Totaal/gemiddeld		1360000	15	68	5.4

Uit bovenstaand overzicht blijkt de fysische samenstelling van de vrijkomende grond niet veel te verschillen voor de verschillende locaties. Gemiddeld bevat de grond ongeveer 15% lutum, 60 % zand en 4% organische stof. Bij de berekeningen van de consolidatie zijn voor de specie de in Tabel 4-2 weergegeven consolidatie-eigenschappen gehanteerd.

Tabel 4-2 Geschematiseerde fysische eigenschappen niet-vermarktbaar grond

Herkomst	Aard	Grondsoort	Fysische samenstelling		
			lutum [%]	zand [%]	organische stof [%]
Deklaag Lomm	weerdgrond	Type A	18,1	30,2	8,1
Grave/Sambeek	zomerbedspecie	Type A	18,1	30,2	8,1
HWG Lomm	weerdgrond	Type A	18,1	30,2	8,1

Het heeft geen zin een nadere onderverdeling in eigenschappen te maken. Het consolidatiegedrag van de specie wordt voornamelijk bepaald door het gehalte aan lutum, organische stof en het zandgehalte. Uit een eerder uitgevoerde gevoeligheids-analyse (rapport OBZ) is gebleken dat vooral het lutumgehalte een sterke invloed heeft op de maximale emissie, met name de flux naar het grondwater. Bovendien bestaat onzekerheid in de ontgravings- en stortvolgorde en de menging die hierbij ontstaat. Tenslotte worden de consolidatie-eigenschappen van de te storten specie toegekend op basis van een database zonder specifiek laboratoriumonderzoek.

Hydraulische randvoorwaarden

Bij de berekening is een waterniveau gehanteerd van NAP +11,63 m.

De bodem van de bergingslocatie sluit aan op het onderliggende kleipakket (Venlo klei) met een hydraulische weerstand van 300 dagen. Als gevolg van de afsluitende kleilaag zal in verticale richting een wateroverdruk worden gecreëerd. Bij de consolidatieberekeningen is derhalve uitgegaan van een hydrostatische stijghoogteverschil van +1 m op de bodem van de bergingslocatie.

Stortmethode

Tijdens het ontgraven van de bergingslocatie wordt de aanwezige niet-vermarktbaar weerdgrond (deklaag) direct teruggestort. Deze grond wordt droog ontgraven en met dumpers getransporteerd en gestort. Vervolgens wordt de hoogwatergeul gegraven. De niet-vermarktbaar weerdgrond wordt eveneens droog ontgraven en met dumpers getransporteerd en gestort. De zomerbedspecie uit Grave en Sambeek wordt nat ontgraven, per bak aangevoerd en hydraulisch (persleiding) gestort.

Het uitgangspunt is dat de zomerbed specie hydraulisch wordt gestort, heeft tot gevolg dat de specie met een relatief lage dichtheid in het depot wordt gebracht. Dit resulteert in een relatief hoge consolidatieflux. Deze wijze van inbrengen kan dan ook worden beschouwd als worst case: andere stortmethoden (bijvoorbeeld storten met dumpers) zullen in principe resulteren in lagere consolidatiefluxen.

In onderstaande Tabel 4-3 zijn de geschematiseerde eigenschappen van de specie tijdens storten weergegeven. De verzadigde volumieke massa van de grond op het moment van storten is afgeleid van de metingen van het droge stofgehalte (in situ) en op grond van ervaringscijfers in relatie tot de wijze van storten.

Tabel 4-3 Geschematiseerde storteigenschappen niet-vermarktbaar grond

Aard	Ontgravings- en stortmethode	Grondsoort	In-situ dichtheid [kN/m ³]	Stortdichtheid [kN/m ³]
Weerdgrond	droog dumpers	Specie A	18,10	17,30
Zomerbedspecie	hydraulisch	Specie A	18,10	13,75

Ten aanzien van het vullen zijn 2 varianten onderscheiden. Bij één variant wordt de schone en verontreinigde grond ongescheiden in de bergingslocatie aangebracht. Bij de andere variant wordt de schone en verontreinigde grond gescheiden in de bergingslocatie aangebracht.

De betreffende varianten vertonen echter geen wezenlijke verschillen in fysische eigenschappen, waardoor bij het berekenen van de consolidatie geen onderscheid is gemaakt tussen gescheiden en ongescheiden berging.

Vulperiode

De vulperiode bedraagt 2 jaar. Dit betreft een vulperiode overeenkomend met een voortgaande uitvoeringswijze, waarbij continu aan een zijde wordt ontgraven en aan de andere zijde wordt gestort.

Bij de berekening is een constante stijging van het specieniveau (stortsnelheid) verondersteld.

Aangenomen is dat de afdeklaag 5 jaar na begin van de vulperiode wordt aangebracht.

Vulhoogte

De afmeting van de bergingslocatie is door de Maaswerken zodanig ontworpen dat de vrijkomende hoeveelheid niet-vermarktbaar grond geborgen kan worden. In de berekeningen is ervan uitgegaan dat de ontworpen vulhoogte wordt bereikt aan het einde van de consolidatie.

4.3.2 Well-Aijen

Geometrie

De bergingslocatie ter plaatse van Well-Aijen is weergegeven in bijlage I-2 en heeft een oppervlakte van circa 37,5 ha aan de bovenkant. Het oppervlak van de bodem bedraagt circa 23,5 ha. De breedte en lengte van de bergingslocatie bedragen respectievelijk circa 425 en 850m. De onderkant van de bergingslocatie ligt op NAP -8 m, hetgeen overeenkomt met de onderkant van het winbaar pakket. Het talud heeft een helling van 1:3,5. De bovenzijde van de bergingslocatie wordt, met uitzondering van de hoogwatergeulen, afgewerkt op een niveau van circa NAP +12,1 m. Aan de bovenzijde bevindt zich een schone afdeklaag met een dikte van 1,5 m. De bovenzijde van het gestorte specie bevindt zich dus op NAP +10,6 m.

Door de bergingslocatie wordt een niet-doorgaande hoogwatergeul aangelegd. Het talud heeft een helling van 1:10. Aan de stroomopwaartse zijde heeft de geul een breedte van circa 220 m. De diepte van de hoogwatergeul bedraagt hier NAP +6,85 m. Aan de stroomafwaartse zijde heeft de geul een breedte van circa 150 m. De diepte bedraagt hier NAP +9,35 m.

Ook ter plaatse van de geul wordt op de specie onder water een afdeklaag (dikte 1,5 meter) aangebracht. In de consolidatieberekeningen is rekening gehouden met het effectieve gewicht van deze deklaag.

Ten behoeve van de berekeningen zijn 3 doorsneden onderscheiden: één in het midden van de bergingslocatie en twee ter plaatse van de hoogwatergeulen. In totaal zijn de consolidatieberekeningen uitgevoerd voor 7 verticalen. De betreffende schematisatie is weergegeven in bijlage IV-1.

Fysische eigenschappen niet-vermarktbaar grond

De fysische eigenschappen van de specie zijn weergegeven in hoofdstuk 2 'uitgangspunten en randvoorwaarden'. In onderstaande tabel zijn de belangrijkste kenmerken samengevat.

Tabel 4-4 Relevante fysische eigenschappen specie

Variant	Herkomst	Aard	Volume [m ³]	Fysische samenstelling		
				Lutum [%]	Zand [%]	Organische stof [%]
Deklaag 1,5 m	Well-Aijen	Weerdgrond	564000	25	42	4.0
Ongescheiden	Well-Aijen	Weerdgrond	3206000	19	40	3.9
	Ooijen	Weerdgrond	1705000	18	58	3.6
	Sambeek	Zomerbedspecie	195000	17	61	9.6
	Totaal/gemiddeld		5106000	19	53	4.0
Gescheiden schoon	Well-Aijen	Weerdgrond	2436000	18	39	3.1
	Ooijen	Weerdgrond	1225400	18	58	3.1
	Sambeek	Zomerbedspecie	geen	-	-	-
	Totaal/gemiddeld		3661400	18	55	3.1
Gescheiden verontreinigd	Well-Aijen	Weerdgrond	770000	24	42	6.6
	Ooijen	Weerdgrond	479600	16	58	4.9
	Sambeek	Zomerbedspecie	195000	17	61	9.6
	Totaal/gemiddeld		1444600	20	50	6.5

Uit bovenstaand overzicht blijkt dat er een verschil bestaat in fysische samenstelling tussen de vrijkomende grond van de locatie Well-Aijen en de locaties Ooijen en Sambeek. De grond van de locatie Well-Aijen bevat een hoger lutumgehalte en een lager zandgehalte. Bij de berekeningen van de consolidatie zijn daarom voor de species verschillende consolidatie-eigenschappen gehanteerd, zie onderstaande tabel.

Tabel 4-5 Geschematiseerde fysische eigenschappen niet-vermarktbaar grond

Herkomst	Aard	Grondsoort	Fysische samenstelling		
			lutum [%]	zand [%]	organische stof [%]
Ooijen/Sambeek	Weerdgrond/ zomerbedspecie	Type A	18,1	30,2	8,1
Well-Aijen	Weerdgrond	Type B	24,4	20,7	8,0

Hydraulische randvoorwaarden

Bij de berekening is een waterniveau gehanteerd van NAP +11,29 m.

De bodem van de bergingslocatie bestaat uit goed doorlatende zandlagen en de bergingslocatie bevindt zich op betrekkelijk korte afstand van de Maas. Derhalve is bij de consolidatie-berekeningen uitgegaan van een hydrostatisch verloop van de stijghoogte.

Stortmethode

Tijdens het ontgraven van de bergingslocatie wordt de aanwezige niet-vermarktbaar weerdgrond direct teruggestort. Deze grond wordt droog ontgraven en met dumpers getransporteerd en gestort. De niet-vermarktbaar weerdgrond van Well-Aijen wordt eveneens droog ontgraven en met dumpers getransporteerd en gestort. De weerdgrond van Ooijen wordt droog ontgraven en met splijtbakken getransporteerd en gestort. De zomerbedspecie van Sambeek wordt nat ontgraven en met splijtbakken en/of onderlossers getransporteerd en gestort.

In Tabel 4-6 zijn de geschematiseerde eigenschappen van de grond tijdens storten weergegeven. De verzadigde volumieke massa van de grond op het moment van storten is afgeleid van de metingen van het droge stofgehalte (in situ) en op grond van ervaringscijfers in relatie tot de wijze van storten.

Tabel 4-6 Geschematiseerde stort-eigenschappen niet-vermarktbaar grond

Aard	Ontgravings- en stortmethode	Grondsoort	In-situ dichtheid [kN/m ³]	Stortdichtheid [kN/m ³]
Weerdgrond Well-Aijen	droog* dumpers	Specie B	17,50	16,50
Zomerbedspecie Sambeek	nat splijtbakken/onderlossers	Specie A	18,10	17,30
Weerdgrond Ooijen	droog splijtbakken/onderlossers	Specie A	18,10	17,30

* gedeeltelijk verzadigd, gedeeltelijk onverzadigd

Ten aanzien van de chemische samenstelling van de te storten (schone en verontreinigde) grond wordt opgemerkt dat dit geen invloed heeft op de fysische eigenschappen van de grond. Er is derhalve geen onderscheid gemaakt bij de berekening van de consolidatie.

Vulperiode

De bergingslocatie wordt in 5 jaar gevuld met een constante stortsnelheid. 5 jaar na aanvang van de vulperiode wordt de deklaag aangebracht.

Vulhoogte

De afmeting van de bergingslocatie is door de Maaswerken zodanig ontworpen dat de vrijkomende hoeveelheid niet-vermarktbaar grond geborgen kan worden. Hierbij is een uitleveringsfactor tussen het volume In-situ en het stortvolume (incl. 10 jaar consolidatie) gehanteerd van 1,1. Omdat na 10 jaar consolidatie de restzettingen circa 60% van de totale zettingen bedragen, is ervan uitgegaan dat de ontworpen vulhoogte wordt bereikt aan het einde van de consolidatie.

4.4 Resultaten

4.4.1 Algemeen

Onderstaand volgt een beschrijving van de resultaten van de consolidatie-berekeningen voor de locaties Lomm en Well-Aijen. De weergegeven berekeningsresultaten betreffen:

- het verloop van de consolidatie in de tijd;
- de optredende flux (mm/jaar) naar het grond- en oppervlaktewater in de loop van de tijd;
- de hydraulische weerstand van het speciepakket in verticale richting;
- de te storten hoeveelheid grond (m³ in situ).

De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in de volgende tabellen:

- bijlage IV-2 verloop consolidatie van 0 tot 100 jaar;
- bijlage IV-3 flux (in mm/jaar)
- bijlage IV-4 hydraulische weerstand

4.4.2 Lomm

De maximale flux naar het grondwater bedraagt circa 110 mm/jaar (periode 1-3 jaar) voor het gedeelte met het diepste bodemniveau en circa 90 mm/jaar voor het hoger gelegen gedeelte (doorsnede 3). De flux naar het oppervlaktewater is groter en bedraagt maximaal circa 140 mm/jaar (periode 2-3 jaar) voor het gehele tracé. De grotere opwaartse flux kan worden verklaard door het stijghoogteverschil als gevolg van de afsluitende werking van de Venlo Klei.

Uit de verhouding tussen de flux naar het oppervlakte- en grondwater blijkt de flux naar het grondwater toeneemt bij een toenemende depotdiepte.

Ter plaatse van het talud ondervindt het uitstromend water minder weerstand. De flux naar het grondwater is hier dan ook groter dan de opwaartse flux.

De hydraulische verticale weerstand van de gestorte specie in het midden van de bergingslocatie na consolidatie is circa 1.000.000 dagen voor het diep gelegen gedeelte en verloopt bij afnemende depotdiepte tot circa 540.000 dagen. Dit komt overeen met circa 67.000 dagen per meter gestorte specie.

4.4.3 Well-Aijen

De maximale flux naar het grondwater bedraagt circa 85 mm/jaar (periode 3-5 jaar). De flux naar het oppervlaktewater bedraagt maximaal circa 80 mm/jaar (periode 3-5 jaar). Ter plaatse van de hoogwatergeulen wordt minder grond geborgen, waardoor de fluxen minder zijn. Gedurende het vullen van de bergingslocatie is de neerwaartse flux groter dan de opwaartse flux. Tot een periode van 10 jaar zijn de fluxen vrijwel gelijk aan elkaar. Na 10 jaar is de flux naar het oppervlaktewater groter dan de flux naar het grondwater.

De hydraulische verticale weerstand van de gestorte specie na consolidatie is circa 830.000 dagen, oftewel circa 45.000 dagen per meter gestorte specie. In het midden van de diepst gelegen geulbodem bedraagt de hydraulische weerstand circa 370.000 dagen. Dit komt overeen met circa 28.000 dagen per meter.

5. Emissie en verspreiding van verontreinigingen uit bergingslocaties naar het grondwater

5.1 Algemeen

Vanuit een bergingslocatie kan verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater optreden, waardoor de grondwaterkwaliteit wordt beïnvloed. Om deze effecten te kwantificeren zijn verspreidingsberekeningen uitgevoerd. De berekeningen beperken zich tot de vul- en nazorgfase van de berging. De aanlegfase (het graven van de berging) is buiten beschouwing gelaten, daar verwacht wordt dat de beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit dan marginaal is. In onderstaand tekstkader zijn de verschillende verspreidingsprocessen aangegeven.

Verspreidingsprocessen grondwater vanuit waterbodembodem of berging

Advectief transport

Advectief transport houdt in dat verontreinigende stoffen die zijn opgelost in het poriënwater (water afkomstig uit de bagger of de waterbodembodem) en in de ondergrond terechtkomen, worden meegevoerd met de grondwaterstroom. Tijdens advectief transport treedt dispersie op door de heterogene samenstelling en de poriënstructuur van de bodem. Dit betekent dat de stoffen in het grondwater verschillende richtingen op gaan. De vlek met verontreinigingen verspreidt zich hierdoor niet alleen in, maar ook loodrecht op de stromingsrichting van het grondwater. De concentratie aan verontreiniging neemt hierdoor af.

Diffusie

Diffusie is het verschijnsel dat concentratieverschillen in een vloeistof of gas uiteindelijk geheel verdwijnen door moleculaire beweging. Een hoeveelheid verontreinigende stof die vanuit de waterbodembodem of vanuit een speciedepot in de ondergrond terechtkomt, zal zich langzaam door de omgeving verspreiden, totdat de stof homogeen over het gebied is verdeeld. Ook als er slechts een kleine hoeveelheid stof door de bodem infiltreert (wat het geval is bij een grote weerstand van de bodem), vindt diffusie plaats.

Adsorptie

Adsorptie treedt op als verontreinigingen zich hechten aan kleimineralen of organisch stof. Als de verontreiniging de klei of het organisch stof weer loslaat, heet dat desorptie. Adsorptieprocessen bepalen in hoge mate de mobiliteit (verspreidingsnelheid) en de optredende concentraties van de verontreinigingen. In de waterbodembodem en in een depot bevinden zich organische microverontreinigingen, die daar kunnen adsorberen aan organisch stof of aanwezige kleideeltjes. De mobiliteit van de verontreinigingen in geadsorbeerde toestand is zeer gering. De microverontreinigingen kunnen ook oplossen in het poriënwater, waardoor ze juist zeer mobiel worden. Of ze oplossen of adsorberen is met name afhankelijk van het gehalte aan organisch stof in de bodem en van de oplosbaarheid van de organische verbinding in water. Het gehalte aan organisch stof in de bodem of specie kan afnemen door biologische afbraak. Als er minder organisch stof aanwezig is, lossen meer organische microverontreinigingen op in het poriënwater. De verontreinigingen verspreiden zich dan sneller naar de ondergrond. In bijlage 1-3 wordt ingegaan op de gehanteerde verdelingscoëfficiënten tussen de vaste en opgeloste fase voor een aantal organisch microverontreinigingen. Organische microverontreinigingen die in het grondwater terechtkomen, worden snel geadsorbeerd bij aanwezigheid van klei- en veenlagen. Deze klei- en veenlagen hebben namelijk een zeer grote adsorptiecapaciteit voor deze verontreinigingen. Ook de watervoerende pakketten zelf hebben een zekere adsorptiecapaciteit door de aanwezigheid van (een geringe hoeveelheid) organisch stof en klei- en slibhoudende zandlagen. De mobiliteit van de verontreinigingen door de ondergrond is door de hoge mate van adsorptie vele malen (afhankelijk van de stof tientallen tot duizenden) geringer dan die van het grondwater. In de waterbodembodem of in een depot bevinden zich, behalve organische microverontreinigingen, ook zware metalen. Vaak wordt aangenomen dat door de afwezigheid van zuurstof in de berging de zware metalen worden vastgelegd in zeer slecht oplosbare metaalsulfiden. In bijlage 1-5 is ingegaan op de mobiliteit van zware metalen en arseen bij het bergen van aëroob materiaal in anaërobe condities.

Chemische en biologische omzetting

De omstandigheden in de waterbodembodem en in een depot zijn zodanig dat daar bijna geen chemische omzetting zal plaatsvinden. Er zal waarschijnlijk wel biologische afbraak optreden. Organische microverontreinigingen die zich in het depot of in de waterbodembodem bevinden, kunnen worden afgebroken door diverse micro-organismen, met name bacteriën. De afbraaksnelheid is voor elke stof verschillend, maar ligt over het algemeen laag. In bijlage 1-4 wordt ingegaan op afbraaksnelheden. Ook de organische stof in de baggerspecie of waterbodembodem kan door bacteriën worden afgebroken. Dit heeft tot gevolg dat minder adsorptie van organische microverontreinigingen aan het organisch stof op kan treden. Doordat organische microverontreinigingen dan eerder op zullen lossen in plaats van adsorberen, worden ze mobieler.

Zoals aangegeven worden er twee bergingslocaties beschouwd: Lomm en Well-Aijen. Hieronder volgt een korte beschrijving van de varianten.

Lomm

Voor de bergingslocatie Lomm zijn twee varianten beschouwd: te weten een variant met ongescheiden berging en een variant met gescheiden berging. Bij de gescheiden berging wordt de schone deelpartij aan de onderzijde gestort en het meer verontreinigde deel in de kern. De berging wordt afgesloten met een deklaag. Ten westen van de berging wordt een hoogwatergeul gerealiseerd. Onder deze hoogwatergeul wordt deklaagmateriaal teruggestort.

Well-Aijen

Voor de bergingslocatie Well-Aijen zijn eveneens twee varianten beschouwd, te weten de gescheiden en de ongescheiden berging. Bij de gescheiden berging wordt de schone deelpartij aan de onderzijde gestort en het meer verontreinigde deel in de kern. De berging wordt afgesloten met een deklaag. Boven een deel van de berging bevindt zich een hoogwatergeul.

Op hoofdlijnen is de volgende werkwijze gevolgd:

1. Met behulp van het programma FSCONBAG [Geodelft/DWW, 1997] is het consolidatiegedrag van het te bergen materiaal gesimuleerd (zie hoofdstuk 4). Eén van de uitkomsten van de simulatie is de consolidatieflux naar het grondwater. Deze flux is gebruikt als invoer voor de modellering van de effecten op het grondwatersysteem.
2. De grondwaterstroming in en rondom de berging is gesimuleerd met het computerprogramma MODFLOW [USGS, 1984, 1998], een programma voor verzadigde, instationaire grondwaterstroming. Als eerste is het model opgesteld en gekalibreerd, daar
3. Op basis van de resultaten van de grondwaterstromingsberekeningen met het MODFLOW-pakket zijn de emissie en de verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater berekend met het programma MT3D [Zheng, 1996]. Met dit programma wordt zowel het diffusief als advectioneel transport gesimuleerd en kan afbraak van de verontreiniging worden meegenomen.

5.2 Beoordelingskader

Voor de beoordeling van de effecten van de voorgenomen activiteiten op de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater is aangesloten bij de Trajectnota/MER Zandmaas/Maasroute. Aspecten die aan de orde komen zijn emissie naar grond- en oppervlaktewater, bedreiging grondwateronttrekkingen, kwaliteit van het oppervlaktewater en de netto emissies van verontreinigingen naar de Maas.

5.2.1 Actief Bodembeheer Maasdal

Voor de beoordeling van de effecten van het bergen van (verontreinigde) grond kan onderscheid worden gemaakt in drie soorten risico's:

- humane risico's
- ecotoxicologische risico's
- verspreidingsrisico's

In de conceptnota 'Actief bodembeheer in het Maasdal' zijn deze risico's verder uitgewerkt. In de beleidsnota zijn de humane en ecotoxicologische risico's met name beschreven voor het 'terugplaatsen' van vrijkomende grond (dus in termen van bodemkwaliteitseisen).

Gezien het karakter van het onderhavige onderzoek is met name het deel van de beleidsnota over verspreidingsrisico's van belang. Dat deel van de beleidsnota is echter voor een concrete beoordeling van de resultaten van verspreidingsberekeningen lastig te hanteren, omdat geen heldere (getalsmatige) uitspraken worden gedaan en omdat de beoordeling van de verspreidingsrisico's indirect plaatsvindt, aan de hand van een beoordeling van de humane en/of ecotoxicologische risico's. In de beleidsnota wordt ten aanzien van de beoordeling van de verspreiding van verontreinigingen vanuit baggerspeciedepots (nieuw te graven of in bestaande plassen) het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (BvB) gevolgd, met een toevoeging ten aanzien van de beoordeling in het geval er reeds een laag (verontreinigd) sediment in een bergingslocatie aanwezig is.

Vanwege het karakter van de onderhavige verspreidingsberekeningen is in dit rapport daarom voor wat betreft het grondwater het beoordelingskader uit het **Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (BvB)** gehanteerd.

Voor humane risico's is een aanvullende beoordeling opgesteld in relatie tot het gebruik van het grondwater. Deze beoordeling komt er met name neer op het nagaan of het grondwater dat mogelijk wordt beïnvloed een functie heeft voor de mens. Concreet wordt dan gekeken naar mogelijke bedreigingen van **grondwaterwinningen ten behoeve van de drinkwater**.

Voor ecotoxicologische risico's geeft de **Vierde Nota Waterhuishouding** ijkpunten voor verontreinigingen in het oppervlaktewater.

5.2.2 Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie

De emissies naar bodem en grondwater zijn beoordeeld volgens het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie. In het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 23450, nr. 1) zijn richtlijnen opgenomen voor de locatiekeuze en voor de beoordeling van de wijze van inrichten van baggerspecie-stortplaatsen. Deze richtlijnen hebben vooral betrekking op het beperken van de belasting van bodem en water met verontreinigende stoffen. De drie uitgangspunten daarbij zijn:

1. minimaliseren van de emissie door het treffen van IBC-maatregelen
2. inherente veiligheid van de stortplaats, zodat ook op langere termijn de minimalisatie van de emissie is gewaarborgd
3. minimaliseren van de gevolgen van de restemissie door een locatiekeuze waarbij het gebied van beïnvloeding minimaal is.

De in deze richtlijnen opgenomen criteria hebben betrekking op gehalten in grondwater en poriënwater, de emissies uit de bergingslocatie (berekend als een flux, dat wil zeggen een emissie per eenheid van tijd en oppervlak) en op de omvang van het volume grondwater dat door emissies uit een bergingslocatie wordt beïnvloed. Het beleidsstandpunt dient te worden gezien als een richtlijn op basis waarvan per geval een nadere (ALARA) afweging kan worden gemaakt. Het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (BvB) richt zich sterk op de verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater, maar geeft geen richtlijnen voor een eco- en humaan toxicologische risicobeoordeling.

Volgens het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie dienen emissies uit baggerspeciedepots conform het ALARA-beginsel op de best mogelijke wijze te worden tegengegaan. Ten aanzien van het isolatieaspect van de IBC-criteria is volgens het Beleidsstandpunt de volgende stapsgewijze benadering van toepassing:

1. Toetsing concentraties poriënwater aan streefwaarden

Toetsing van de kwaliteit van het uittredend poriënwater aan de streefwaarden grondwater. Voor stoffen waar geen overschrijding optreedt kan een nadere beschouwing achterwege blijven. Wanneer voor geen enkele verontreinigde stof overschrijding van streefwaarden grondwater plaatsvindt zijn geen verdere isolatievoorzieningen vereist. Voor stoffen waarbij de streefwaarden in het poriënwater worden overschreden dient stap 2 te worden uitgevoerd.

Tabel 5-1 Streefwaarde grondwater kritische stoffen (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie)

PAK	streefwaarde (mg/m ³)
naftaleen	0,1
fenantreen	0,02
fluorantheen	0,005
antraceen	0,02

2. Toetsing fluxen aan toelaatbare fluxen

Toetsing van de emissie uit de baggerspeciéstortplaats aan de toelaatbare flux. Zonodig dienen verschillende varianten en/of locaties in beschouwing te worden genomen. Worden toelaatbare fluxen niet overschreden, dan is het treffen van isolerende maatregelen strikt genomen niet nodig. Worden toelaatbare fluxen wel overschreden, dan dient stap 3 te worden uitgevoerd.

Tabel 5-2 Toelaatbare fluxen kritische stoffen naar het grondwater (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie)

PAK	toelaatbare flux (mg/ha/jaar)
naftaleen	200
fenantreen	40
fluorantheen	10
antraceen	40

Voor organische stoffen komt de flux overeen met een vloeistoftransport van 200 mm (per jaar), waarbij de kwaliteit van de vloeistof overeenkomt met de streefwaarden grondwaterkwaliteit.

3. Toetsing verspreiding aan toelaatbaar beïnvloed gebied

Indien het volume van het beïnvloed grondwater (tot gehalten boven de streefwaarde) na 10.000 jaar kleiner is dan het volume van de bergingslocatie, is het nemen van maatregelen veelal minder urgent. Het beïnvloed gebied bestaat bij bergingslocaties onder grondwater uit het deel van de bodem (over het algemeen het watervoerend pakket) waarin na 10.000 jaar de streefwaarden voor grondwater worden overschreden.

Indien het volume van het beïnvloed gebied na 10.000 jaar groter is dan het depotvolume, dan moet worden gestreefd naar het nemen van zodanige maatregelen dat aan het gestelde criterium wel wordt voldaan. Isolerende maatregelen, die dit zouden kunnen bewerkstelligen, moeten daarbij passen binnen het ALARA-principe.

5.2.3 Gewijzigde versie Bijlage A: Normen 4^e Nota Waterhuishouding

Op 16 juni 2000 zijn nieuwe normen gepubliceerd (Staatscourant, 2000) betreffende de kwaliteitsbeoordeling van oppervlaktewater, zwevend stof, sediment en grondwater. In onderstaande tabel zijn de streefwaarden voor de grondwaterkwaliteit opgenomen van de kritische stoffen. Ten opzichte van de waarden uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie zijn de waarden aangescherpt.

Tabel 5-3 Streefwaarde grondwater kritische stoffen

PAK	streefwaarde (mg/m ³)
naftaleen	0,01
fenantreen	0,003
fluorantheen	0,003
antraceen	0,0007

Op basis van de streefwaarde zijn de toelaatbare fluxen berekend voor de kritische verontreinigingen. Deze waarden zijn in onderstaande tabel opgenomen.

Bovenstaande waarden zijn eveneens opgenomen in de concept ministeriële regeling Baggerspeciéstortplaatsen op land.

Tabel 5-4 Toelaatbare fluxen kritische stoffen naar het grondwater

PAK	toelaatbare flux berekend obv nieuwe streefwaarden* (mg/ha/jaar)
naftaleen	20
fenantreen	6
fluorantheen	6
antracene	1,4

* De normfluxen zoals vermeld in de BVB zijn weergegeven in tabel 5-2

De in bovenstaande tabel opgenomen waarden vormen het huidig toetsingskader. In de samenvattende figuren 5-4 en 5-5 zijn tevens de in de BVB opgenomen normfluxen weergegeven. De normfluxen in de BVB zijn minder "streng".

5.2.4 Grondwaterwinningen ten behoeve van drinkwater

In het gebied rondom de Maas zijn een aantal locaties waar grondwater wordt onttrokken ten behoeve van drinkwaterbereiding. De effecten van de bergingslocaties worden mede gezien in het licht van eventuele bedreigingen van deze grondwaterwinningen. Dit criterium heeft tot doel zichtbaar te maken welke risico's de voorgenomen activiteiten kunnen hebben voor de drinkwaterindustrie. De risico's worden kwalitatief ingeschat op basis van de gemodelleerde grondwaterpatronen in relatie tot de ligging van de winningen.

5.3 Uitgangspunten voor de verspreidingsberekeningen

Stofkeuze

De verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd voor de meest kritische stof van de PAK's naftaleen, fenantreen, fluorantheen en antracene (zie hoofdstuk 2.7 Stofkeuze).

Afbraak

Organische microverontreinigingen zijn in principe aan afbraak onderhevig. De grootte van de halfwaardetijd is echter afhankelijk van de omstandigheden. Voor alle PAK is bij de verspreidingsberekeningen een halfwaardetijd gebruikt van 180 jaar (zie bijlage I-4). Deze afbraaksnelheid is in het model ingevoerd, zowel voor de berging als voor het omringend watervoerend pakket.

Diffusie en dispersie

De diffusiecoëfficiënt geeft de mate van verspreiding als gevolg van concentratieverschillen aan. De in MT3D ingevoerde diffusiecoëfficiënt bedraagt 0,003 m²/jaar. De dispersiecoëfficiënt geeft aan hoeveel de verontreiniging afwijkt van een stroombaan als gevolg van stromingsverschillen op microniveau (door poriën en omkorrels heen). Deze is loodrecht op de stromingsrichting op 0,01 meter gesteld. Als longitudinale dispersielengte is 1 m aangehouden. (onderbouwing in WL-rapporten, b.v. Koegorspolder)

Verdelingscoëfficiënt (K_{oc})

De verdelingscoëfficiënt is een belangrijke factor bij verspreidingsberekeningen. Een hogere K_{oc} leidt tot een geringere emissie vanuit verontreinigde sedimenten. De verdelingscoëfficiënten zijn bepaald aan de hand van ter plaatse genomen monsters en gebruikt ten behoeve van de verspreidingsberekeningen. De onderbouwing van de K_{oc} -waarden staat in bijlage I-3.

Consolidatieflux

Voor alle varianten is een consolidatieflux berekend. Deze consolidatieflux is de hoeveelheid water die als gevolg van het consolideren (zetten) uit de grond wordt geperst. De consolidatieflux is het hoogst direct na het storten en neemt af tot uiteindelijk 0. Berekening van de consolidatiefluxen zijn opgenomen in het hoofdstuk Consolidatie. De consolidatieflux is als input bij de verspreidingsberekeningen gebruikt.

5.4 Modellering locatie Lomm

5.4.1 Geohydrologie en opbouw grondwatermodel

Het model is opgesteld in het kader van de Trajectnota/ Mer Zandmaas/ Maasroute. Het modelgebied is dusdanig gekozen dat de verwachte effecten van de ingreep zich binnen het modelgebied afspelen. Het gekozen modelgebied verloopt van x-coördinaat 208.000 tot 214.000 en een y-coördinaat 379.000 tot 387.600. In de omgeving van het kleischerm hebben de cellen afmetingen van 25x50 m, aan de randen lopen de afmetingen via 50x50 en 100x100 m op tot 200x200 m.

In Tabel 5-5 zijn de geohydrologische schematisatie en de indeling in modellagen opgenomen.

Tabel 5-5 Schematisatie van de ondergrond in de omgeving van Lomm

Formatie	diepte (m NAP)	lithografie	doorlatendheid (m/d)	weerstand (d)	schematisatie	modellaag
Nuenen	+14 tot +12	fijn zand, leem en klei	5		deklaag	1/2/3
Formatie van Veghel	+12 tot -5	grof zand	50		WVP 1	2-4 (7)
Formatie van Tegelen Tegelen klei	*	klei		*	SDL 1A*	(5)*
Formatie van Tegelen Tegelen grind	*	grind	200		WVP 1A*	(6-7)*
Kiezeloooliet Formatie, Venlo Klei	- 3,5 tot -5	klei		2.000	SDL 1	8
Kiezeloooliet Formatie, Venlo Zand	-5 tot -50	zand	25		WVP 2	9-12
Formatie van Breda	vanaf - 50	fijn zand en klei			basis	

* De Formatie van Tegelen komt ten oosten van de bergingslocatie Lomm voor (binnen het modelgebied), maar niet op de bergingslocatie zelf.

Deklaag

Vanaf het maaiveld tot een diepte van ca. 2 m beneden maaiveld komen fijne leemhoudende zanden en kleilaagjes van de Formaties van Twente en Eindhoven voor. Deze afzettingen worden aangeduid als de Nuenen groep. De doorlatendheid (k-waarde) van de deklaag bedraagt 5 m/d. De verticale doorlatendheid van de deklaag is 0,04 m/d.

1^e watervoerende pakket

Onder de Nuenen groep ligt een pakket rivierzand van de Formatie van Veghel en de Formatie van Kreftenheye. Deze rivierzanden bestaan uit grove zanden met grind en hebben een dikte van 15 tot 20 m. De doorlatendheid van de lagen van het 1^e watervoerende pakket (laag 2 t/m 7) bedraagt 50 m/d. Met de dikte van de lagen tezamen (ca. 18 m bij Lomm) levert dit een doorlaatvermogen van 900 m²/dag. In het oostelijk deel van het modelgebied wordt het 1^e watervoerende pakket door de modellagen 2 t/m 4 gevormd, de modellagen 5 t/m 7 vormen de Formatie van Tegelen (klei en grind).

De grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket is naar de Maas gericht. Het 1^e watervoerend pakket heeft een organisch stofgehalte van 1% (organische koolstofgehalte van 0,5%).

Slecht doorlatende laag 1A

De Tegelen Klei is een slecht doorlatende kleilaag. De Tegelen Klei is in het oostelijke deel van het modelgebied aanwezig. De dikte van deze laag is enkele meters (2-7). De weerstand bedraagt ongeveer 2.000-7.000 d. Waar de Tegelen Klei aanwezig is, wordt deze door modellaag 5 gevormd.

Watervoerend pakket 1A

In het gebied waar Tegelen Klei aanwezig is, is tevens het Tegelen Grind aanwezig. Deze formatie wordt gevormd door de modellagen 6 en 7. De doorlatendheid van het Tegelen Grind is op 200 m/d geschat. De dikte van het Tegelen Grind is 3-7 m.

Slecht doorlatende laag 1

De Venlo Klei (Kiezelooliet Formatie) is in het gehele modelgebied aanwezig en heeft in de omgeving van Lomm een dikte van ca. 2 m. De Venlo Klei is hoofdzakelijk samengesteld uit klei, afgewisseld met plaatselijk dunne laagjes bruinkool. Modellaag 8 vormt de Venlo Klei. De weerstand van de Venlo Klei is ongeveer 2.000 dagen in de omgeving van Lomm.

2° watervoerende pakket

Het 2° watervoerende pakket bestaat uit het Venlo Zand. De dikte van het Venlo Zand varieert sterk, waarbij met name bij storingen grote verschillen in dikte op kunnen treden.

De Venlo Zanden zijn geschematiseerd met behulp van de modellagen 9 t/m 12. De doorlatendheid van het Venlo Zand bedraagt ca. 25 m/d, de dikte bedraagt ca. 40 m in de omgeving van Lomm.

De grondwaterstroming is globaal gericht naar het west-noordwesten.

Geohydrologische basis

De Formatie van Breda is de geohydrologische basis. De top hiervan ligt op ca. 50 m -NAP.

Opbouw model

Het model is opgebouwd uit in totaal 12 modellagen. De bovenste modellaag (laag 1) vormt de deklaag. De modellagen 2 t/m 7 vormen de Formatie van Veghel en deels de deklaag. Modellaag 8 vormt de Venlo Klei (Kiezelooliet Formatie) en modellagen 9 t/m 12 vormen het Venlo Zand (Kiezelooliet Formatie). In het oostelijke deel van het modelgebied zijn tevens de Tegelen Klei (modellaag 5) en het Tegelen Grind (modellagen 6 en 7) aanwezig. In dit gebied wordt het 2° watervoerende pakket door de modellagen 2 t/m 4 gevormd.

Invoer bergingslocatie en deklaag

Het toekomstige kleischerm is in de modellagen 3 t/m 7 aangebracht, waarbij rekening is gehouden met het taps toelopen van het depot in de diepte. De bergingslocatie is afgedekt met een deklaag, welke is ingevoerd in laag 2 ter hoogte van het de bergingslocatie. Ter hoogte van de hoogwatergeul is de deklaag ingevoerd in laag 3, omdat de deklaag hier de bodem van de hoogwatergeul vormt. De bergingslocatie is isotroop doorlatend verondersteld met een doorlatendheid van 0,00002 m/dag. Deze waarde is in overeenstemming met de berekende doorlatendheden bij de consolidatieberekeningen.

Oppervlak bergingslocatie Lomm

Het oppervlak van de bergingslocatie Lomm is 35,3 ha.

Hoogwatergeul

Aan westzijde van het kleischerm wordt een hoogwatergeul aangelegd. De aangebrachte deklaag vormt de bodem van deze hoogwatergeul. De peil in de hoogwatergeul is berekend op 11,63 m+NAP en is meegenomen in de modellering.

Grondwaterkwaliteit

Ten behoeve van de verspreidingsberekeningen is verondersteld dat het grondwater in de huidige situatie niet verontreinigd is. De achtergrondconcentratie is dus nul.

Neerslag

Het neerslagoverschot bedraagt 0,6 mm/dag (220 mm/jaar). Bij de verspreidingsberekeningen is dit aan het gehele modelgebied toegekend.

Randvoorwaarden

In de watervoerende lagen is aan alle zijden van het modelgebied een vaste stijghoogte ingevoerd.

Calibratie

Het beschikbare model was reeds gekalibreerd (Trajectnota/Mer Zandmaas/Maasroute).

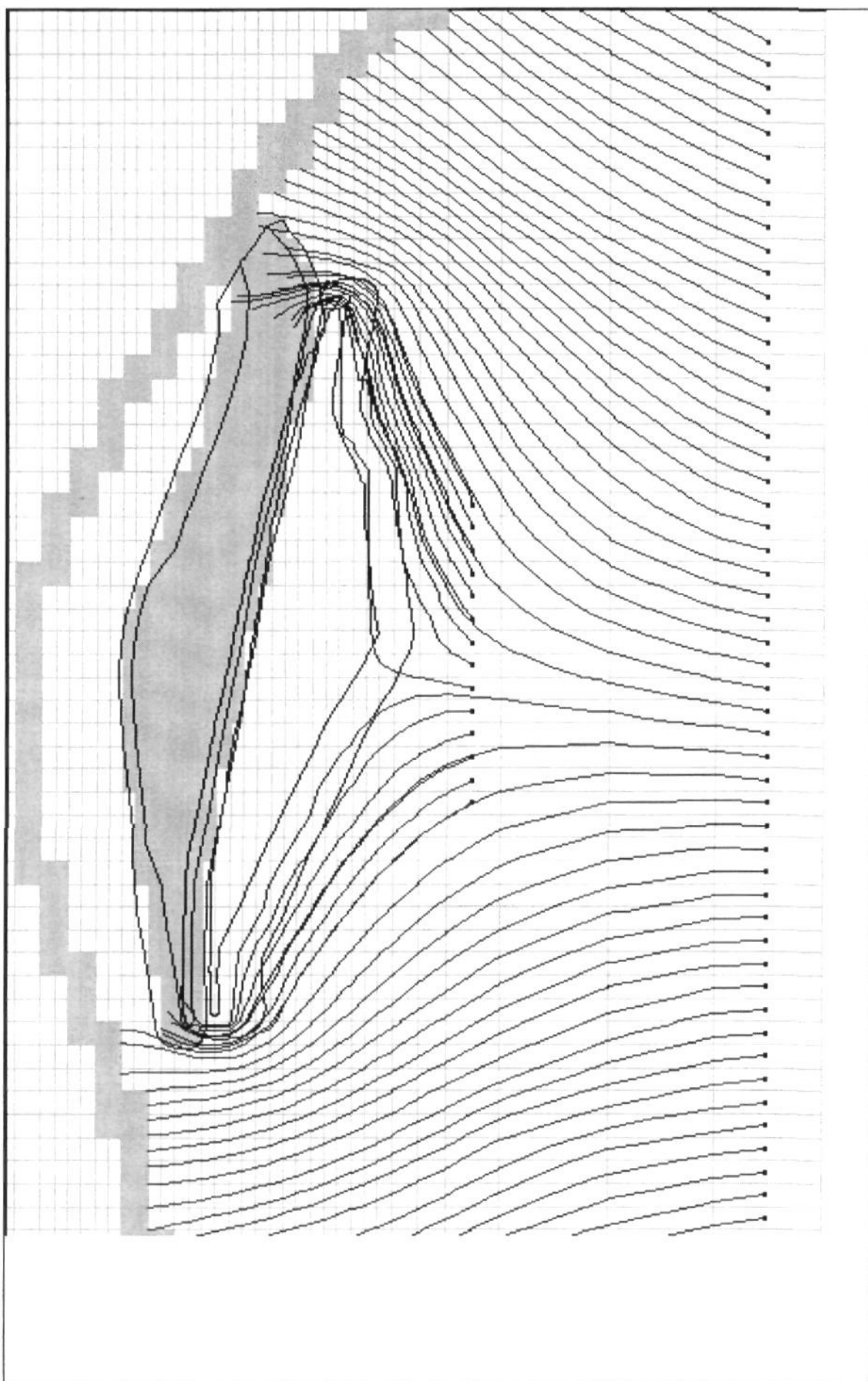
Referentiesituatie

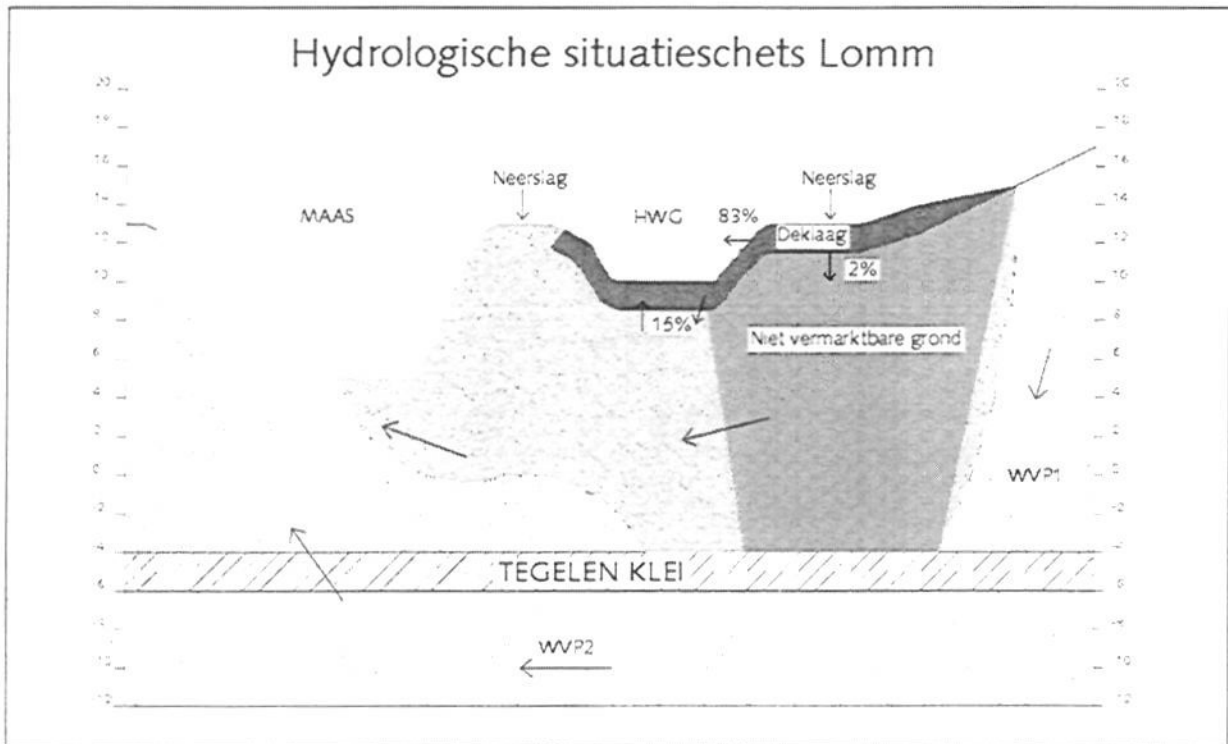
Ten behoeve van de effectenberekening is een referentiesituatie ingevoerd. Hierbij zijn de Maaspeilen aangepast (zie hoofdstuk 4).

5.4.2 Hydrologische situatie rondom de bergingslocatie

Stromingspatronen

Met het grondwaterstromingsmodel MODFLOW zijn de belangrijkste grondwaterstromen in kaart gebracht.. In Figuur 5-1 is een dwarsprofiel van de bergingslocatie en omgeving weergegeven, waarop de belangrijkste stromingsrichtingen van het grondwater zijn ingetekend. De grondwaterstroming is in de huidige situatie richting de Maas. Door aanleg van de bergingslocatie wordt een barrière gevormd, waardoor de grondwaterstand ten oosten van de bergingslocatie hoger zal worden (Voor een effectbeschrijving wordt verwezen naar OBZ). Om effecten van emissie van stoffen uit de deklaag en de bergingslocatie te onderscheiden zijn waterbalansen opgesteld voor de deklaag. De deklaag is hiervoor opgedeeld in 3 te onderscheiden eenheden. De beschrijving van de resultaten is onderstaand opgenomen.





Figuur 5-1 Grondwaterstromingspatroon en hydrologische situatieschets bergingslocatie Lomm

5.4.3 Waterbalans deklaag

Deklaag bergingslocatie

Uit berekeningen blijkt dat 83% van het water in de deklaag van de bergingslocatie, direct in de hoogwatergeul terecht komt (dit wordt meegenomen bij het berekenen van de emissies naar het oppervlaktewater). Van het water in de deklaag komt 2% in de bergingslocatie terecht. Deze lage flux naar de bergingslocatie wordt veroorzaakt door de hoge weerstand van de specie in de bergingslocatie. Dit heeft gevolgen voor de emissie van verontreinigingen naar het grondwater. Van de emissies vanuit de deklaag zal 15% in het grondwater terecht komen. Bij de berekeningen van de emissies is voor dit gegeven gecorrigeerd.

Deklaag onder Hoogwatergeul

Onder de geul is een verticale stroming (kwel) aanwezig, waardoor 99% van het water uit de deklaag direct in het oppervlaktewater terecht komt. Slechts 1% van de emissie komt in het grondwater terecht.

5.4.4 Emissie en verspreiding naar het grondwater locatie Lomm

Kwaliteit van de gestorte grond

De kwaliteit van het poriënwater is bepaald aan de hand van de maatgevende concentratie van de gestorte grond, alsmede stofkenmerken (K_{oc}) en het organisch koolstofgehalte (f_{oc}). In Tabel 5-6 zijn de resultaten weergegeven voor gemiddeld alle te storten bagger. In Tabel 5-7 zijn de resultaten weergegeven voor de aan te brengen deklaag. Hierbij is tevens de toets op de overschrijding van de streefwaarde opgenomen".

Tabel 5-6 Kwaliteit grond en toetsing poriënwaterconcentratie van gemiddeld te storten bagger bij Lomm

	Maatg. Conc. (mg/kg)	log K _{oc}	f _{oc} specie (-)	totaal opgelost (mg/m ³)	streefwaarde (mg/m ³)	overschrij- ding	factor
naftaleen	0,06	5,1	0,018	0,029	0,01	ja	3
fenantreen	0,11	4,6	0,018	0,164	0,003	ja	55
fluorantheen	0,18	4,7	0,018	0,205	0,003	ja	68
antraceen	0,04	4,8	0,018	0,034	0,0007	ja	48

Tabel 5-7 Kwaliteit grond en toetsing poriënwaterconcentratie van de aan te brengen deklaag bij Lomm

	Maatg. Conc. (mg/kg)	log K _{oc}	f _{oc} deklaag (-)	totaal opgelost (mg/m ³)	streefwaarde (mg/m ³)	overschrij- ding	factor
naftaleen	0,04	5,1	0,01	0,03	0,01	ja	3
fenantreen	0,08	4,6	0,01	0,201	0,003	ja	67
fluorantheen	0,1	4,7	0,01	0,200	0,003	ja	67
antraceen	0,03	4,8	0,01	0,05	0,0007	ja	68

Zoals uit beide tabellen blijkt, is de concentratie van verontreinigingen in het poriënwater hoger dan de streefwaarde. Hiermee wordt niet voldaan aan stap 1 uit het BvB.

De emissie- en verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd voor de meest kritische stof. De emissie en verspreiding van de overige stoffen wordt hieruit afgeleid. Deze meest kritische stof is die stof waarvoor het quotiënt van de overschrijding van de streefwaarde en de retardatie (R) van het watervoerende pakket, waarin de bergingslocatie ligt, het hoogst is. De retardatie is de vertragsingsfactor voor verspreiding van verontreiniging ten opzichte van de stroomsnelheid van water. In Tabel 5-8 zijn deze quotiënten opgenomen. Uitgegaan is van een organisch stofgehalte van het eerste watervoerende pakket van 1% (organisch koolstofgehalte (0,5 %).

Tabel 5-8 Bepaling van de kritische verontreiniging (ongescheiden)

	totaal opgelost (mg/m ³)	streefwaarde (mg/m ³)	overschrijdings- factor	f _{oc} wvp (-)	Retardatie (-)	overschrijdings factor /Retardatie
naftaleen	0,037	0,01	3	0,005	3401	0,001
fenantreen	0,164	0,003	55	0,005	1355	0,040
fluorantheen	0,163	0,003	54	0,005	2146	0,025
antraceen	0,042	0,0007	60	0,005	1705	0,035

Uit deze tabel volgt dat fenantreen de meest kritische stof is.

Ongescheiden variant

De ongescheiden variant heeft een totaal bergingsvolume van 3.170.000 m³. De aan te brengen deklaag heeft een volume van 900.000 m³. De deklaag direct boven de bergingslocatie is meegenomen in de berekeningen. Voor de deklaag zijn de correcties uitgevoerd als beschreven in paragraaf 5.4.3 "waterbalans deklaag". De resultaten van de emissieberekeningen voor de bergingslocatie zijn vermeld in onderstaande Tabel 5-9.

Uit de berekeningen voor de bergingslocatie blijkt dat voor de stoffen Fenantreen, fluorantheen en antraceen na 1000 jaar wordt voldaan aan de toelaatbare flux. Naftaleen voldoet in beide varianten aan de toelaatbare flux (uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie).

Tabel 5-9. Emissie van verontreinigingen bij ongescheiden variant Lomm voor de bergingslocatie

	100 jaar (mg/ha/jaar)	250 jaar (mg/ha/jaar)	1.000 jaar (mg/ha/jaar)	10.000 jaar (mg/ha/jaar)	toelaatbare flux (mg/ha/jaar)
naftaleen	12,2	6,83	0,4	0,0	20
fenantreen	60,2	34,0	2,0	0,0	6
fluorantheen	46,7	26,3	1,7	0,0	6
antraceen	34,9	19,8	1,1	0,0	1,4

Vervolgens is het beïnvloed volume boven de streefwaarden na 10.000 jaar berekend. Uit berekeningsresultaten blijkt het beïnvloed volume 0 m³ na 10.000 jaar voor alle verontreinigingen. Dat er na 10.000 jaar geen beïnvloeding is van de omgeving wordt, voornamelijk veroorzaakt door afbraak van de stoffen.

Variant met gescheiden berging

Op basis van de ongescheiden variant zijn tevens emissieberekeningen uitgevoerd voor de situatie dat het niet-vermarktbare materiaal gescheiden wordt geborgen. Hierbij is uitgegaan van een onderscheid in een minder verontreinigde deelpartij en een meer verontreinigde deelpartij. In hoofdstuk 2 wordt de kwaliteit van de verschillende partijen gegeven. Uitgegaan is van een situatie waarbij 43% van de aangeboden niet-vermarktbare grond meer verontreinigd is (1.360.000 m³), terwijl de overige 57% tot de minder verontreinigde deelpartij wordt gerekend (1.810.000 m³). De niet-vermarktbare grond wordt op de bodem en aan de wanden van de bergingslocatie aangebracht, in de kern van de bergingslocatie wordt de meer verontreinigde deelpartij geborgen. De bergingslocatie wordt afgedekt met een 1,5 m dikke, relatief schone deklaag. In Tabel 5-10 zijn de berekende poriënwaterconcentraties voor de verschillende PAK's weergegeven.

Tabel 5-10. Kwaliteit grond en toetsing poriënwaterconcentratie bij gescheiden berging

	Maatg. conc. (mg/kg)	log K _{oc}	f _{oc} (-)	totaal opgelost (mg/m ³)	streefwaarde (mg/m ³)	overschrijding	factor
minder verontreinigde deelpartij							
naftaleen	0,03	5,1	0,01	0,023	0,01	ja	3
fenantreen	0,05	4,6	0,01	0,121	0,003	ja	40
fluorantheen	0,06	4,7	0,01	0,115	0,003	ja	30
antracene	0,02	4,8	0,01	0,030	0,0007	ja	55
meer verontreinigde deelpartij							
naftaleen	0,11	5,1	0,027	0,032	0,01	ja	4
fenantreen	0,2	4,6	0,027	0,200	0,003	ja	62
fluorantheen	0,34	4,7	0,027	0,200	0,003	ja	67
antracene	0,06	4,8	0,027	0,048	0,0007	ja	63

Zoals uit deze tabel blijkt, is de concentratie van verontreinigingen in het poriënwater hoger dan de streefwaarde. Hiermee wordt niet voldaan aan stap 1 uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie.

De resultaten van de emissieberekeningen zijn vermeld in onderstaande Tabel 5-11. Uit de tabel volgt dat niet wordt voldaan aan stap 2 uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie. Er is een beperkte reductie van de emissie over de beschouwde perioden bij het gescheiden berging in vergelijking met het niet gescheiden bergen (vergelijk met Tabel 5-9 met Tabel 5-11). Door de isolerende werking van het materiaal van klasse 0/1/2 vindt de emissie van verontreinigingen in een lager tempo plaats. In combinatie met de afbraak levert deze vertraging een kleinere emissie (totale vracht) vanuit de bergingslocatie op.

Tabel 5-11. Emissie van verontreinigingen bij gescheiden berging Lomm

	100 jaar (mg/ha/jaar)	250 jaar (mg/ha/jaar)	1.000 jaar (mg/ha/jaar)	toelaatbare flux (mg/ha/jaar)
naftaleen	9,4	5,25	0,3	20
fenantreen	42,5	24,0	1,4	6
fluorantheen	18,5	10,4	0,7	6
antracene	31,2	17,7	1,0	1,4

Vervolgens is het beïnvloed volume tot boven de streefwaarde na 10.000 jaar berekend. Evenals bij de variant zonder gescheiden berging wordt na 10.000 jaar buiten de bergingslocatie de streefwaarde niet overschreden.

De emissiereductie als gevolg van het gescheiden bergen is geringer dan op grond van de verschillen tussen de ongescheiden deelpartij en de schonere deelpartij bij de ongescheiden berging verwacht mag worden. Dit wordt veroorzaakt door de emissie van verontreinigingen vanuit de deklaag naar het grondwater, die bij beide varianten optreedt.

Uitloging verontreiniging vanuit bergingslocatie

Uit de berekening van de emissie en van het verontreinigde volume kan de indruk ontstaan dat een belangrijk deel van de vracht uit de bergingslocaties is uitgelooft. Om deze getallen in het juiste perspectief te plaatsen, is in Tabel 5-12 de uitloging van de PAK's na 100, 250, 1000 en 10.000 jaar opgenomen. Duidelijk is dat de uitloging ten opzichte van de afbraak slechts een klein aandeel heeft in het verdwijnen van de verontreiniging vanuit de bergingslocatie.

Tabel 5-12 Uitgelooftde vracht, afbraak en resterende verontreiniging in de bergingslocatie Lomm

	totale uitloging	afbraak	resterend in de bergingslocatie
100 jaar	0,080 %	40 %	60 %
250 jaar	0,154 %	60 %	40 %
1000 jaar	0,163 %	97 %	3 %
10.000 jaar	0,163 %	100 %	0 %

Beïnvloeding grondwaterwinningen

In de directe omgeving van de bergingslocatie Lomm zijn geen grondwaterwinningen ten behoeve van drinkwater aanwezig. Pompstation Hanik ligt op een afstand van ongeveer 5 km in noordoostelijke richting vanaf Lomm. Er wordt onttrokken uit de Venlo Zanden Ten oosten van het kleischerm komt wegzijging naar het diepere pakket (Venlo Zand) voor. Dit water is niet in contact gekomen met de kleiberging en zal dus geen verontreiniging uit de kleiberging meevoeren. De stromingsrichting in de kleiberging is door de opstuwning aan de oostkant van oost naar west gericht. Eventueel uitgespoelde verontreinigingen treden aan de westkant waar juist kwel vanuit de diepere pakketten optreedt. Eventuele verontreinigingen zullen daardoor niet tot de diepere pakketten, waaruit gewonnen wordt doordringen. (zie ook figuur 5-1)

Aan de westzijde van de Maas ligt PS Houthuizen, ongeveer 2 km ten westen van de bergingslocatie. Het (ondiepe) grondwater stroomt in deze regio naar de (drainerende) Maas. De Maas fungeert dan ook als waterscheiding.

Gezien de afstand tussen de bergingslocatie en de pompstations en het verspreidingspatroon van de verontreinigingen, kan worden uitgesloten dat verontreinigingen vanuit de bergingslocatie PS Hanik of PS Houthuizen zullen bereiken.

5.5 Modellerings locatie Well-Aijen

5.5.1 Beschrijving geohydrologie en opbouw grondwatermodel

Het grondwatermodel is opgesteld voor de berekeningen in het kader van de Trajectnota/Mer Zandmaas/Maasroute. Het modelgebied is dusdanig gekozen dat de verwachten effecten van de ingreep zich binnen het modelgebied afspelen. Het gekozen modelgebied verloopt van x-coördinaat 197.000 tot 209.000 en een y-coördinaat 391.000 tot 404.000. In het midden hebben de cellen afmetingen van 50x50 m, aan de randen lopen de afmetingen via 100x100 m op tot 200x200 m. Aan alle zijden van het modelgebied zijn vaste stijghoogten als randvoorwaarden ingevoerd.

De geohydrologische situatie en de schematisatie in het model zijn weergegeven in Tabel 5-13. De schematisatie van de ondergrond bij Well-Aijen is betrekkelijk eenvoudig. Onder de deklaag is sprake van een dik watervoerend pakket dat niet of nauwelijks wordt onderbroken door waterscheidende lagen. Alle lagen vanaf de deklaag worden tot het eerste watervoerende pakket gerekend.

Tabel 5-13 Schematisatie van de ondergrond bij Well-Aijen

Formatie	diepte (m +NAP)	lithografie	doorlatendheid (m/d)	schematisatie	modellaag
Nuenen	+12 tot +10	fijn zand, leem en klei	5	deklaag	1/2
Formatie van Veghel	+10 tot 0	grof zand	20 – 100	WVP 1	3-7
Kiezeloooliet Formatie (Venlo Zand)	0 tot – 15	fijn zand met kleilaagjes	10	WVP 1	8-9
Formatie van Breda	vanaf – 15	fijn zand en klei	2	WVP 1	10-13

Deklaag

Vanaf het maaiveld tot een diepte van 2 tot 5 m komen fijne leemhoudende zanden en kleilaagjes van de Formaties van Twente en Eindhoven voor. Deze afzettingen worden aangeduid als de Nuenen groep. De horizontale doorlatendheid (k-waarde) van de deklaag bedraagt 5 m/d. De verticale doorlatendheid van de deklaag is 1 m/d.

1° watervoerende pakket

Onder de Nuenen groep ligt een pakket rivierzand van de Formatie van Veghel en de Formatie van Kreftenheye. Deze rivierzanden bestaan uit grove zanden met grind en hebben een dikte van 10 tot 15 m. Onder deze rivierzanden bevindt zich de Kiezeloooliet Formatie. Deze formatie bestaat hoofdzakelijk uit fijne zanden (Venlo zanden) met ingeschakelde klei- en leemlaagjes. In het gebied rond Well is geen aaneengesloten kleilaag (Venlo Klei) binnen de afzettingen van de Kiezeloooliet Formatie aangetoond. De dikte van de Kiezeloooliet Formatie varieert tussen 10 en 20 m. Vanaf ongeveer NAP –15 m liggen de fijne zanden en kleien van de Formatie van Breda. De dikte van deze Formatie is niet precies bekend, maar vermoedelijk is deze enkele honderden meters dik.

De doorlatendheid van de bovenste lagen van het 1° watervoerende pakket (laag 3 t/m 7) ligt tussen 40 en 80 m/d. Bij een dikte van de lagen van 10-15 m levert dit een doorlaatvermogen van 400-600 m²/dag. De dieper gelegen lagen hebben een veel kleinere bijdrage aan het doorlaatvermogen (Venlo Zand: 130 m²/d, Breda: verwaarloosbaar). Het 1° watervoerend pakket heeft een organisch stofgehalte van 1% (organische koolstofgehalte van 0,5%).

Modelinvoer bergingslocatie

De bergingslocatie is isotoop doorlatend verondersteld met een doorlatendheid van 0,0001 m/dag. Deze waarde is in overeenstemming met de berekende doorlatendheden bij de consolidatieberekeningen. De bergingslocatie is aangebracht in de modellagen 2 t/m 8, waarbij rekening is gehouden met het taps toelopen van de bergingslocatie in de diepte.

Hoogwatergeul

Bovenop de bergingslocatie komt een gedeelte van een hoogwatergeul te liggen. De bodem van de hoogwatergeul ligt op ongeveer NAP + 9,35 m. De hoogwatergeul heeft een gelijk peil als de Maas gekregen, namelijk NAP +11,29 m.

Grondwaterstroming

De grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket is naar de Maas en naar de haven Leukermeer gericht.

Grondwaterkwaliteit

Ten behoeve van de verspreidingsberekeningen is verondersteld dat het grondwater in de huidige situatie niet verontreinigd is. De achtergrondconcentratie is dus nul.

Neerslag

Het neerslagoverschot bedraagt 0,6 mm/dag (220 mm/jaar). Bij de verspreidingsberekeningen is dit aan het gehele modelgebied toegekend.

Calibratie

Het beschikbare model was reeds gekalibreerd (Trajectnota/Mer Zandmaas/Maasroute).

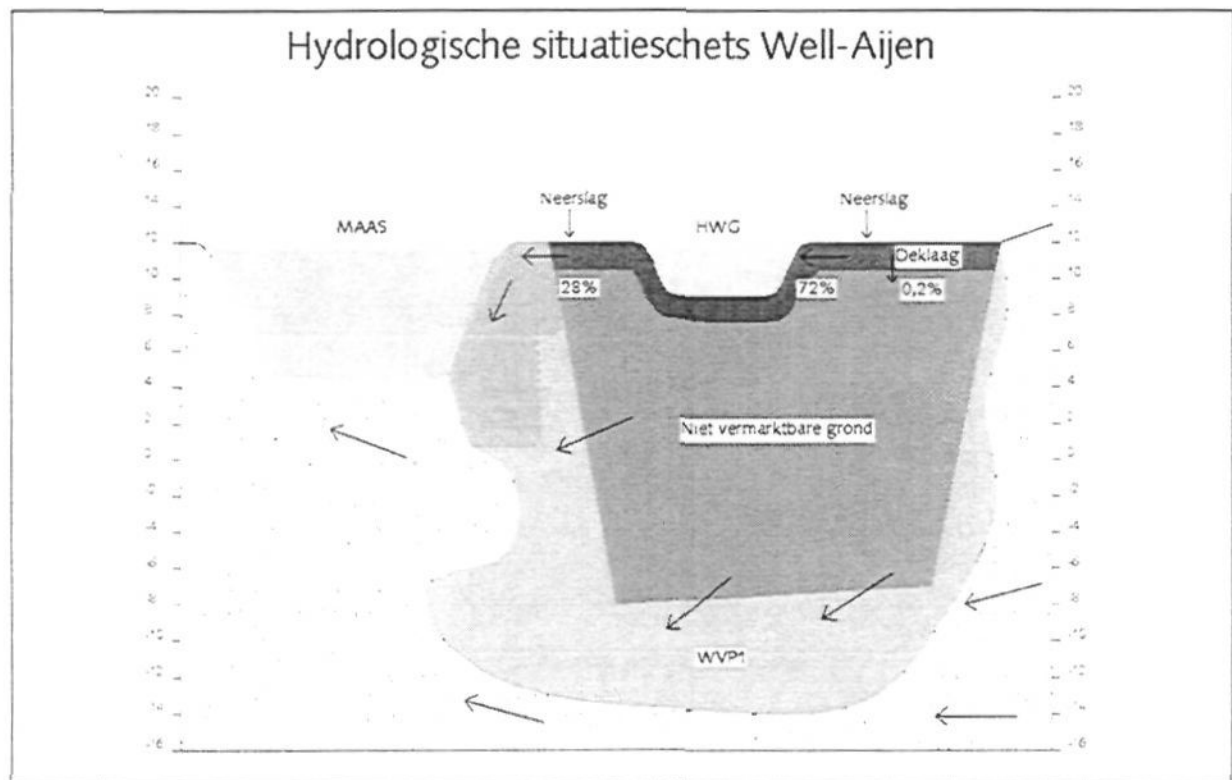
Referentiesituatie

Ten behoeve van de effectenberekening is een referentiesituatie ingevoerd. Hierbij zijn de Maaspeilen aangepast (zie hoofdstuk 4).

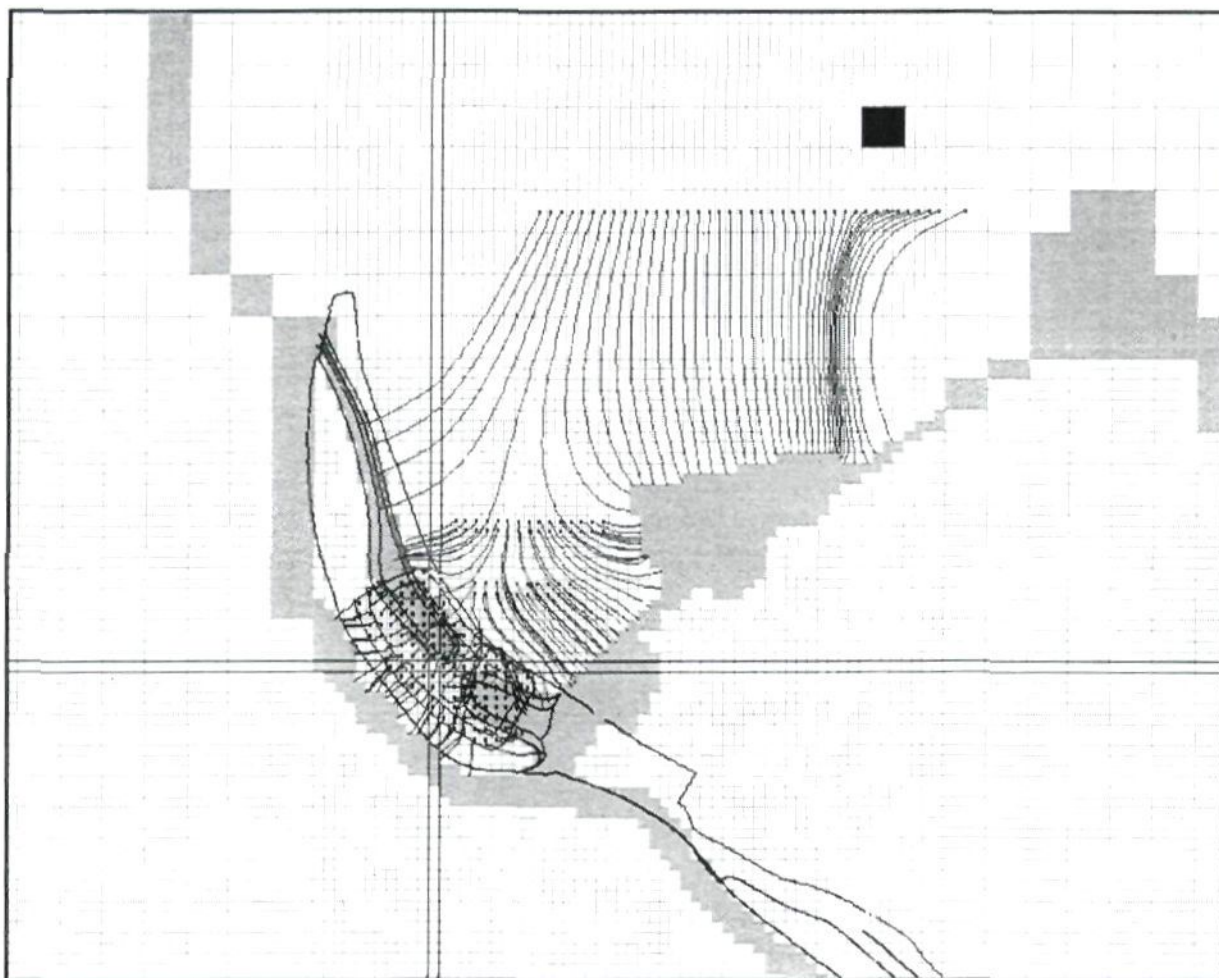
5.5.2 Hydrologische situatie rondom de bergingslocatie

In Figuur 5-2 is een dwarsprofiel van de bergingslocatie weergegeven, waarop de belangrijkste stromingsrichtingen van het grondwater zijn ingetekend. Uit waterbalans berekeningen van MODFLOW blijkt dat 72% van het grondwater in de deklaag in het oppervlaktewater uittreedt. Dit gegeven heeft gevolgen voor berekende emissies van de verontreiniging vanuit de bergingslocatie naar het omliggende grondwater. Slechts 28% van de emissie vanuit de deklaag zal in het omliggende grondwater terecht komen. Bij de berekening van de emissies vanuit de bergingslocatie is voor dit gegeven gecorrigeerd.

In Figuur 5-3 is het ruimtelijk stromingsbeeld rondom de bergingslocatie weergegeven. Ter plaatse van de bergingslocatie buigen de stroomlijnen in westelijke en oostelijke richting af. Enkele stroomlijnen gaan onder de bergingslocatie door om daarna in de Maas uit te komen.



Figuur 5-2 Grondwaterstromingspatronen bergingslocatie Well-Aijen (lichtgrijs = door verontreiniging beïnvloed gebied)



Figuur 5-3 Ruimtelijk stromingsbeeld rondom de bergingslocatie

5.5.3 Emissie en verspreiding naar het grondwater voor locatie Well-Aijen

Kwaliteit van de te storten grond

De kwaliteit van het poriënwater is bepaald aan de hand van de maatgevende concentratie van de te storten grond, alsmede stofkenmerken (K_{oc}) en het organisch koolstofgehalte (f_{oc}). In Tabel 5-14 zijn de resultaten weergegeven. Hierbij is tevens de toets op de overschrijding van de streefwaarde opgenomen volgens stap 1 van het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (BvB).

Tabel 5-14. Kwaliteit grond en toetsing concentratie poriënwater bij Well-Aijen (ongescheiden)

	Maatg. Conc. (mg/kg)	log K_{oc}	f_{oc} specie (-)	totaal opgelost (mg/m ³)	streef- waarde (mg/m ³)	overschrij- ding	factor
naftaleen	0,06	5,0	0,02	0,029	0,01	ja	3
fenantreen	0,09	4,6	0,02	0,109	0,003	ja	36
fluorantheen	0,14	4,8	0,02	0,112	0,003	ja	37
antraceen	0,03	4,7	0,02	0,027	0,0007	ja	38

Zoals uit deze tabel blijkt, is de concentratie van verontreinigingen in het poriënwater hoger dan de streefwaarde. Hiermee wordt niet voldaan aan stap 1 uit het BvB.

De verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd voor de meest kritische stof. De emissie en verspreiding van de overige stoffen is hieruit afgeleid. Deze meest kritische stof is die stof waarvoor het quotiënt van de overschrijding van de streefwaarde en de retardatie (R) van het watervoerende pakket, waarin de bergingslocatie ligt, het hoogst is. De retardatie is de vertragsingsfactor voor verspreiding van verontreiniging ten opzichte van de stroomsnelheid van water. In Tabel 5-15 zijn deze quotiënten opgenomen. Uitgegaan is van een organisch stofgehalte van het eerste watervoerende pakket van 1% (organisch koolstofgehalte (0,5 %)).

Tabel 5-15. Bepaling van de kritische verontreiniging (ongescheiden)

	totaal opgelost (mg/m ³)	streefwaarde (mg/m ³)	overschrijdings- factor	f _∞ wvp (-)	Retardatie (-)	overschrijdings factor /Retardatie
naftaleen	0,029	0,01	3	0,005	3401	0,001
fenantreen	0,109	0,003	36	0,005	1355	0,027
fluorantheen	0,112	0,003	37	0,005	2146	0,017
antracene	0,027	0,0007	38	0,005	1705	0,022

Uit deze tabel volgt dat fenantreen de meest kritische stof is.

Ongescheiden variant

De bergingslocatie heeft een bergingsvolume van 5.106.000 m³. Beide deelpartijen worden bij deze variant ongescheiden geborgen in de bergingslocatie. De resultaten van de emissieberekeningen zijn vermeld Tabel 5-16. Uit de tabel volgt dat niet wordt voldaan aan stap 2 uit het BvB.

Tabel 5-16. Emissie van verontreinigingen bij ongescheiden variant, Well-Aijen

	100 jaar (mg/ha/jaar)	250 jaar (mg/ha/jaar)	1.000 jaar (mg/ha/jaar)	10.000 jaar (mg/ha/jaar)	toelaatbare flux (mg/ha/jaar)
naftaleen	5,90	3,20	0,17	0	20
fenantreen	22,23	12,05	0,66	0	6
fluorantheen	21,83	11,83	0,64	0	6
antracene	5,89	3,19	0,17	0	1,4

Vervolgens is het beïnvloed volume tot boven de streefwaarde na 10.000 jaar bepaald voor alle PAK's. Als gevolg van de volledige afbraak van de verontreinigingen na 10.000 jaar is het beïnvloed volume gelijk aan nul.

Variant met gescheiden berging

Op basis van de ongescheiden variant zijn tevens emissieberekeningen uitgevoerd voor de situatie dat het niet-vermarktbare materiaal gescheiden wordt geborgen. Hierbij is uitgegaan van een onderscheid in een minder verontreinigde deelpartij en een meer verontreinigde deelpartij. In hoofdstuk 2 wordt de kwaliteit van de verschillende partijen gegeven. Uitgegaan is van een situatie waarbij 28% van de aangeboden niet-vermarktbare grond meer verontreinigd is (1.444.600 m³), terwijl de overige 72% tot de minder verontreinigde deelpartij gerekend (3.661.400 m³). De niet-vermarktbare grond van de minder verontreinigde deelpartij wordt op de bodem en aan de wanden van de bergingslocatie aangebracht, in de kern van de bergingslocatie wordt de meer verontreinigde deelpartij geborgen. De bergingslocatie wordt afgedekt met een 1,5 m dikke, relatief schone deklaag. In Tabel 5-17 zijn de berekende poriënwaterconcentratie voor de verschillende PAK's weergegeven.

Tabel 5-17. Kwaliteit grond en toetsing poriënwater concentratie bij gescheiden berging Well-Aijen

	Maatg. conc. (mg/kg)	log K _{oc}	f _{oc} (-)	totaal opgelost (mg/m ³)	streefwaarde (mg/m ³)	overschrijding	factor
minst verontreinigde deelpartij							
naftaleen	0,01	5,0	0,016	0,006	0,01	nee	-
fenantreen	0,02	4,6	0,016	0,032	0,003	ja	11
fluorantheen	0,03	4,8	0,016	0,031	0,003	ja	10
antracene	0,01	4,7	0,016	0,013	0,0007	ja	18
meer verontreinigde deelpartij							
naftaleen	0,18	5,0	0,033	0,055	0,01	ja	6
fenantreen	0,26	4,6	0,033	0,201	0,003	ja	67
fluorantheen	0,43	4,8	0,033	0,210	0,003	ja	70
antracene	0,07	4,7	0,033	0,043	0,0007	ja	61
deklaag							
naftaleen	0,03	5,0	0,020	0,015	0,01	ja	2
fenantreen	0,03	4,6	0,020	0,038	0,003	ja	13
fluorantheen	0,04	4,8	0,020	0,032	0,003	ja	11
antracene	0,01	4,7	0,020	0,010	0,0007	ja	14

De resultaten van de emissieberekeningen zijn vermeld in Tabel 5-18.

Tabel 5-18. Emissie van verontreinigingen bij gescheiden berging, Well-Aijen

	100 jaar (mg/ha/jaar)	250 jaar (mg/ha/jaar)	1.000 jaar (mg/ha/jaar)	10.000 jaar (mg/ha/jaar)	toelaatbare flux (mg/ha/jaar)
naftaleen	1,00	0,54	0,03	0	20
fenantreen	5,03	2,70	0,15	0	6
fluorantheen	4,76	2,55	0,14	0	6
antracene	2,00	1,07	0,06	0	1,4

Het blijkt dat gescheiden berging leidt tot een behoorlijke reductie van de emissie in vergelijking met niet-gescheiden berging. Door de isolerende werking van het materiaal van klasse 0/1/2 vindt de emissie van verontreinigingen in een lager tempo plaats. In combinatie met de afbraak levert deze vertraging een kleinere emissie (en totale vracht) vanuit de bergingslocatie op.

Het beïnvloed volume tot boven de streefwaarde na 10.000 jaar is vanwege de afbraak eveneens nul, waardoor de norm uit stap 3 van het BvB niet wordt overschreden.

Uitloging van verontreinigingen vanuit de bergingslocatie

Uit de berekening van de emissie en van het verontreinigde volume kan de indruk ontstaan dat een belangrijk deel van de vracht uit de bergingslocaties is uitgeloozd. Om deze getallen in het juiste perspectief te plaatsen, is in Tabel 5-19 de uitloging van de PAK's na 100, 250, 1000 en 10.000 jaar opgenomen. Duidelijk is dat de uitloging ten opzichte van de afbraak slechts een klein aandeel heeft in het verdwijnen van de verontreiniging vanuit de bergingslocatie.

Tabel 5-19. Uitgeloozd vracht, afbraak en resterende verontreiniging in de bergingslocatie Well-Aijen

	totale uitloging	afbraak	resterend in de bergingslocatie
100 jaar	0,011 %	40 %	60 %
250 jaar	0,026 %	60 %	40 %
1000 jaar	0,029 %	97 %	3 %
10.000 jaar	0,029 %	100 %	0 %

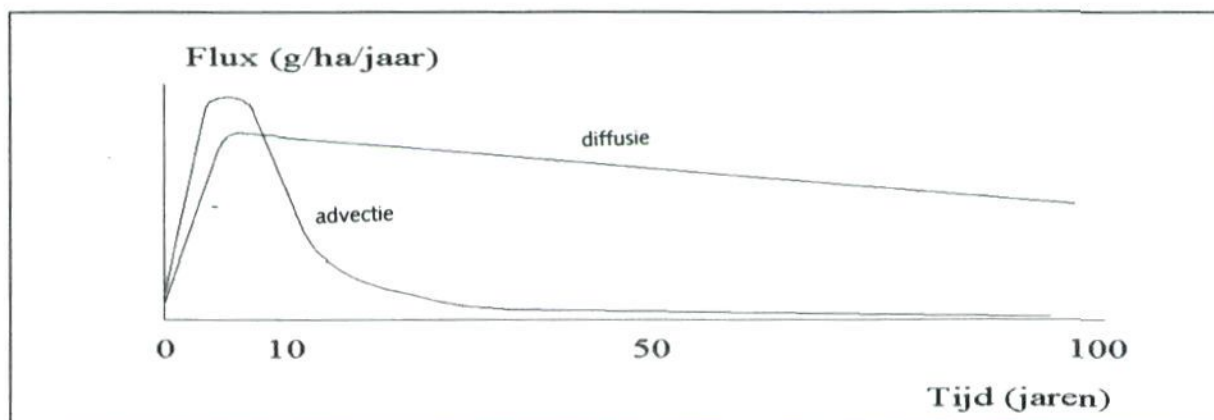
Beïnvloeding grondwaterwinningen

In de directe omgeving van de bergingslocatie Well-Aijen zijn geen waterwinningen ten behoeve van drinkwater aanwezig. De dichtstbij gelegen waterwinning is pompstation Bergen. Dit pompstation ligt ca. 3 km in NNO-richting vanaf de bergingslocatie.

Door PS Bergen wordt grondwater vanuit noordoostelijke richting onttrokken en uit de plas bij Bergerheide. Een verspreiding van verontreinigingen vanuit de bergingslocatie Well-Aijen zal derhalve PS Bergen niet bereiken.

5.6 Verloop advectie- en diffusie

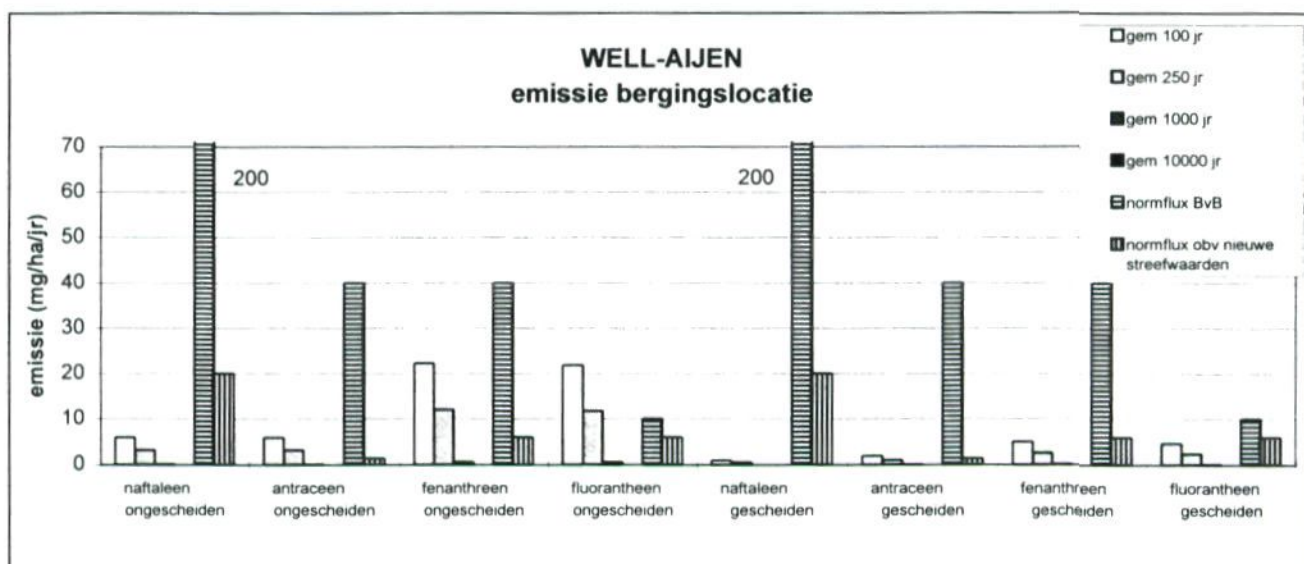
In onderstaande schets is een voorbeeld gegeven van het verloop en verhouding van de advectie- en diffusieflux, zoals die mogelijk voor Lomm en Well-Aijen zou kunnen gelden. De schets geeft slecht een globale indruk. Er liggen geen berekeningen aan ten grondslag. Een nauwkeuriger beeld van het verloop en verhouding van advectie- en diffusieflux kan worden verkregen door het uitvoeren van (aanvullende) modelberekeningen. Op basis van de uitgevoerde consolidatieberekeningen wordt aangenomen dat de eerste 10 jaar na berging circa 40% van de totale consolidatieflux plaatsvindt, waarbij spreiding plaatsvindt doordat de vulperiode 5 à 7 jaar is. Op t=0 jaar wordt met de uitvoering/berging gestart.



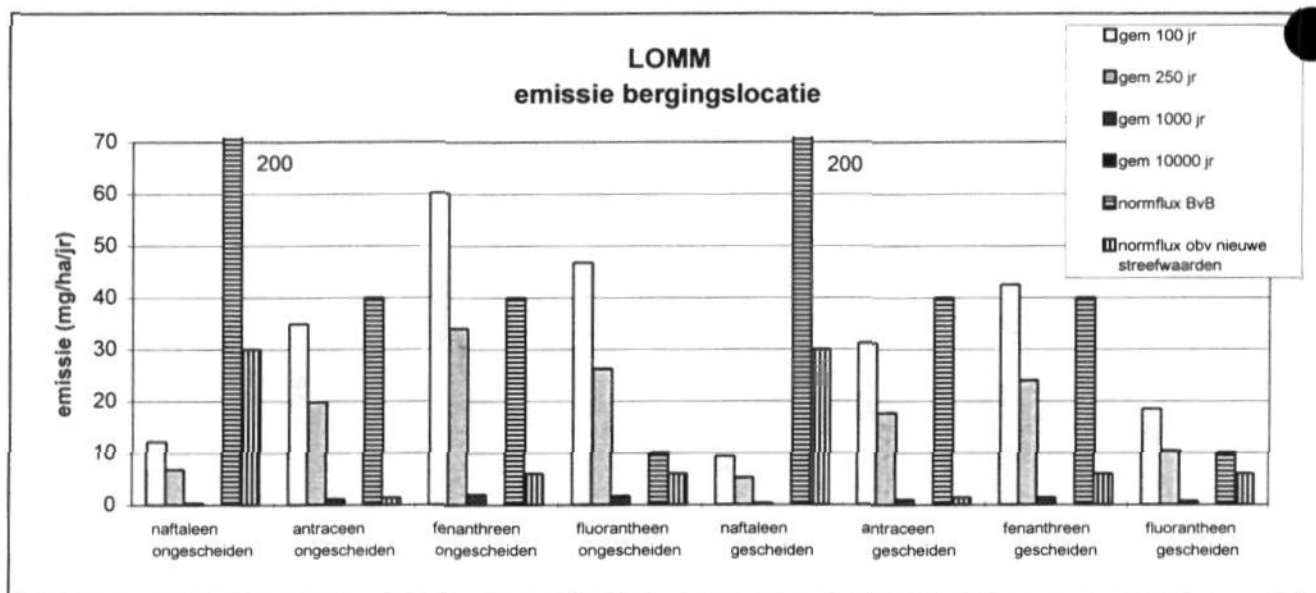
Figuur 5-4 Voorbeeld van verloop advectie- en diffusieflux

5.7 Conclusies grondwater

In de onderstaande figuren wordt een overzicht gegeven van de emissie vanuit beide bergingslocaties. Daarbij is een onderscheid gemaakt naar de soort PAK en manier van bergen. Tevens zijn de normflux uit het BVB (1993) en berekend op basis van de streefwaarden uit de staatscourant opgenomen.



Figuur 5-5 Overzicht van de emissie uit bergingslocatie Well-Aijen, onderscheiden naar PAK en manier van bergen)



Figuur 5-6 Overzicht van de emissie uit bergingslocatie Lomm, onderscheiden naar PAK en manier van berging (gescheiden / ongescheiden).

Conclusies van de toetsing

- ♦ voor alle varianten en deelpartijen is er een overschrijding streefwaarden in grondwater berekend
- ♦ voor alle varianten wordt een overschrijding van de toegelaten fluxen over 100 à 250 jaar verwacht
- ♦ voor geen enkele variant wordt een overschrijding beïnvloed gebied na 10.000 jaar verwacht

Conclusies ten aanzien van gescheiden / ongescheiden bergen

Gescheiden bergen levert een reductie van de emissie naar het grondwater op. Het is echter niet zo dat daarmee wordt voldaan aan het toetsingskader (voor wat betreft de toegelaten flux).

Conclusies ten aanzien van grondwaterwinningen

- ♦ Bij geen van de varianten wordt invloed op grondwaterwinningen verwacht.

5.8 Leemten in kennis

Geohydrologische situatie

Bij het opstellen van het grondwatermodel zijn aannamen gedaan over de weerstanden, doorlaatvermogens porositeit van de ondergrond. Daarnaast spelen de randvoorwaarden en schematisaties van het grondwatermodel een rol. Voor de bouw van het model zijn vooral literatuurgegevens gebruikt. Het is waarschijnlijk dat de ingevoerde waarden voor bovengenoemde en andere parameters verschillen van de daadwerkelijke, lokale waarden door inhomogeniteit van de bodem. Door calibratie van het grondwatermodel met behulp van gemeten stijghoogten zijn deze onzekerheden echter wel verkleind.

Parameters verspreidingsberekeningen

Bij het vaststellen van de verschillende parameters voor de verspreidingsberekeningen (dispersie, diffusie, verdelingscoëfficiënten) is zo goed mogelijk aangesloten bij recente onderzoeken.

Numerieke onnauwkeurigheden

Bij de modelberekeningen worden analytische vergelijkingen voor grondwaterstroming en voor stoftransport gediscretiseerd en numeriek opgelost. Hierdoor ontstaan kleine numerieke onnauwkeurigheden die over het algemeen verwaarloosbaar klein en niet te vermijden zijn. Hoewel bij de berekeningen gebruik is gemaakt van de oplosteknik MOC (Method Of Characteristics, die gekenmerkt wordt door de kleinst mogelijke numerieke fouten), kunnen bij lage emissies numerieke onnauwkeurigheden iets meer invloed hebben. Ten opzichte van onzekerheden in andere parameters is de invloed van numerieke onnauwkeurigheden overigens zeer klein.

Samenstelling specie en verdelingscoëfficiënten

De fysisch-chemische eigenschappen van de te storten specie zijn niet exact op voorhand bekend. Belangrijke eigenschappen zijn organisch koolstofgehalte, de verdelingscoëfficiënt, de doorlatendheid en de zandfractie en de mate en aard van verontreiniging van de specie.

Afbraak van verontreinigingen

De afbraaksnelheid van de verontreinigingen in de bergingslocatie heeft grote invloed op de emissie en de verspreiding van een aantal verontreinigingen in de ondergrond. Dit betekent dat het belangrijk is meer inzicht te krijgen in de werkelijke afbraaksnelheden (halfwaardetijden) van deze stoffen onder verschillende omstandigheden.

Gevolgen voor dit onderzoek

Ondanks de geconstateerde leemten in kennis kan, op basis van de bestaande gegevens en huidige inzichten, toch een adequaat inzicht verkregen worden van de mogelijke effecten op het grondwater.