

Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen

Ecotoxicologisch onderzoek :
*Gebruik van onderhoudsbaggerspecie
voor de aanleg van ecologische dijken*

Project nummer PB6936
November 2003

Voor en namens ERM NV

Opgesteld door: Pieter Schrooten
Goedgekeurd door : Laurent Beuselinck
Functie : Senior consultant

Handtekening :

Datum:

Dit document werd opgemaakt door Environmental Resources Management - ERM n.v., met de grootst mogelijke zorg en onder de voorwaarden en binnen het budget zoals overeengekomen met de opdrachtgever. We wijzen elke aansprakelijkheid af voor aangelegenheden die vallen buiten de overeenkomst die met de opdrachtgever werd afgesloten.

Dit document is vertrouwelijk en we aanvaarden geen enkele aansprakelijkheid ten over staan van partijen, andere dan de opdrachtgever, die op enige wijze kennis hebben gekregen van de inhoud van dit document.

Ecotoxicologisch Onderzoek:

Gebruik van onderhoudsbaggerspecie voor de aanleg
van ecologische dijken

19 november 2003

www.erm.com

INHOUDSTAFEL

1.	<i>INLEIDING</i>	1
2.	<i>RISICO-EVALUATIE</i>	3
	<i>2.1 INLEIDING</i>	3
	<i>2.2 DE BRON</i>	3
	<i>2.3 DE BLOOTSTELLINGSROUTES</i>	3
	<i>2.4 DE RECEPTOR</i>	4
	<i>2.5 ALGEMENE VISIE RISICO-EVALUATIE</i>	5
3.	<i>VLIER-HUMAAN: HET MODEL</i>	7
	<i>3.1 INLEIDING</i>	7
	<i>3.2 UITGANGSPUNTEN</i>	7
	<i>3.3 BRON: VERDELING IN DE BODEMFASEN</i>	8
	<i>3.4 BLOOTSTELLINGSROUTE: KWANTIFICERING OPNAME</i>	11
	<i>3.4.1 Opname door planten</i>	11
	<i>3.4.2 Opname door dieren</i>	11
	<i>3.4.3 Opname door mensen</i>	13
	<i>3.4.4 Bodemgebruik</i>	15
	<i>3.4.5 Site karakterisatie</i>	15
	<i>3.5 RECEPTOREN</i>	16
	<i>3.5.1 De mens</i>	18
	<i>3.5.2 Vee</i>	18
	<i>3.5.3 Planten</i>	19
	<i>3.6 AANVULLING</i>	19
4.	<i>DE PROEFDIJK: HET CONCEPTUEEL MODEL</i>	24
	<i>4.1 INLEIDING</i>	24
	<i>4.2 MAGERSHOEK EN DE HAVEN</i>	24
	<i>4.3 HET CONCEPTUEEL MODEL</i>	25
5.	<i>DE PROEFDIJK: DE MODELLERING</i>	27
	<i>5.1 INLEIDING</i>	27
	<i>5.2 BRON: BAGGERSPECIE</i>	27
	<i>5.3 BLOOTSTELLINGSROUTES</i>	30
	<i>5.4 RECEPTOREN</i>	33
6.	<i>DE MODELLERING</i>	39
	<i>6.1 STANDAARD SCENARIO: DAGRECREATIE</i>	39
	<i>6.1.1 Inleiding</i>	39
	<i>6.1.2 Bevindingen</i>	39
	<i>6.2 SCENARIO DAGRECREATIE UITGEBREID</i>	40
	<i>6.2.1 Inleiding</i>	40
	<i>6.2.2 Bevindingen</i>	41
	<i>6.3 GEVOELIGHEIDSANALYSE</i>	43
	<i>6.3.1 Inleiding</i>	43
	<i>6.3.2 Geselecteerde parameters</i>	43
	<i>6.3.3 Conclusie</i>	45

6.4	AANGEPASTE SCENARIO'S	46
6.4.1	<i>Inleiding</i>	46
6.4.2	<i>Bodem</i>	46
6.4.3	<i>Planten</i>	62
6.4.4	<i>Vee</i>	66
6.4.5	<i>De mens</i>	69
6.5	EVOLUTIE VAN DE VERONTREINIGING	75
6.5.1	<i>Uitloging van metalen</i>	75
6.5.2	<i>Afbraak TBT</i>	76
6.5.3	<i>Grondwatersverspreiding</i>	77
6.5.4	<i>Conclusie</i>	81
7.	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	82
7.1	CONCLUSIES	83
7.1.1	<i>Risico's voor de mens bij standaard dagrecreatie: case study te Magershoek</i>	83
7.1.2	<i>Variabele en bijkomende factoren die het risico kunnen beïnvloeden</i>	83
7.1.3	<i>Risico's voor schapen bij gemiddelde bodemverontreiniging</i>	85
7.2	EINDCONCLUSIE	86
7.3	AANBEVELINGEN	85

Dit rapport is opgemaakt door Environmental Resources Management NV (ERM) in opdracht van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen (Havenbedrijf), Technische Dienst. Voorliggend onderzoek betreft een ecotoxicologisch studie met betrekking tot het gebruik van ontwaterde onderhoudsbaggerspecie in landschapsdijken.

Het Havenbedrijf speelt al enige jaren met het idee om op een aantal locaties in het Antwerps zeehavengebied “landschaps-“ of “ecologische” dijken aan te leggen. Om de landschappelijke waarde te maximaliseren, wordt gestreefd naar een gevarieerd plantenprofiel en begroeiing. De dijken zouden tegelijkertijd een interessante afzetmogelijkheid kunnen bieden voor een gedeelte van de onderhoudsbaggerspecie, die jaarlijks in grote hoeveelheden uit de dokken van de rechteroever gehaald wordt.

Om ervaring met het concept op te doen, heeft het Havenbedrijf op de Magershoek een proefdijk aangelegd. Deze werd opgebouwd met geconsolideerde baggerspecie uit Loswal 1A. De proefdijk wordt enerzijds gebruikt voor het uitvoeren van beplantingsproeven, gecoördineerd door het Instituut voor Natuurbehoud en het Laboratorium voor Bosbouw. Dit onderzoek dient bij implementatie een snelle en ecologisch waardevolle begroeiing te garanderen. Anderzijds wordt de invloed van het gebruik van de baggerspecie als niet-vormgegeven bouwstof op de onderliggende bodem en het grondwater opgevolgd, in functie van de latere aanvraag van een gebruikscertificaat. Met uitzondering van de parameter TBT, is de grondkwaliteit van de proefdijk relatief goed gekend (met name de concentraties aan PCB's, PAK's, minerale oliën, Zn, Cd, As, Ni en Cr). De opvolging van de grondwaterkwaliteit is beperkt tot de metalen.

Aanvullend wenste het Havenbedrijf de ecotoxicologische aspecten van het gebruikte onderhoudsbaggerspecie, met aanwezigheid van verontreinigingen, op wetenschappelijke wijze te onderzoeken. In het onderzoek dient nagegaan te worden of de invloed van het gebruik van de specie voor de aanleg van ecologische dijken op de mens, flora en fauna aanvaardbaar is. Zo neen, dienen milderende maatregelen voorgesteld te worden. Op te merken valt dat de studie niet onmiddellijk locatiespecifiek is. De situatie van proefdijk vormt met andere woorden het uitgangspunt. De evaluatie dient echter veralgemeend te worden. Volgende aspecten dienden hierbij aan bod komen:

- Risico voor de mens bij verschillende gebruiksscenario's, waaronder zachte recreatie en de analyse van dit aspect dient modelmatig te gebeuren, aan de hand van door OVAM aanvaarde modellen;
- Opname van verontreinigingen door de aanwezige begroeiing: De aandacht dient hierbij vooral gaan naar de aangeplante boomsoorten (populier, es en berk) en een aantal dominante kruidachtigen;
- Risico voor dieren, door rechtstreekse opname van verontreiniging;

- Verspreiding naar oppervlaktewater: De verontreiniging van nabijgelegen oppervlaktewater via grondwater en run-off kan mogelijk resulteren in een onrechtstreeks effect op de aquafauna.

Op basis van de beschikbare gegevens, vermeldt het Havenbedrijf PCB's, PAK's (en eventueel ook de afbraakproducten), minerale oliën, Zn, Cd, As, Ni, Cr en TBT als relevante verontreinigingsparameters.

Deze studie betreffende de ecotoxicologische evaluatie van de proefdijk is door ERM uitgevoerd in de periode februari – augustus 2003. Voorliggend rapport beschrijft de werkwijzen, aannames die gemaakt zijn en de bekomen bevindingen die gemaakt zijn bij de uitvoering van deze studie. De inhoud van het rapport is als volgt opgevat:

- Risico-evaluatie: de basis;
- Vlier-Humaan: het model;
- De proefdijk: conceptueel;
- De modellering:
 - Standaard scenario (opbouw en gevoeligheidsanalyse);
 - Aangepast scenario (opbouw en statistische benadering);
 - Evolutie van de verontreinigingen.
- Conclusies en aanbevelingen.

2. RISICO-EVALUATIE

2.1 INLEIDING

Een risico-evaluatie heeft tot doel om aan de hand van een beperkt aantal veldgegevens en aannames, gebruik makende van de fysico-chemische eigenschappen van stoffen en de fysische eigenschappen van planten, dieren en mensen een uitspraak te doen over de mogelijke negatieve impact van een grondverontreiniging op mens en milieu rekening houdend met het gebruik en de bestemming. De risico-evaluatie is opgebouwd uit drie delen:

- De bron: zijnde de aanwezige verontreiniging;
- De blootstellingsroute: zijnde de wijze waarop een bepaalde stof opgenomen kan worden door een organisme en zo dit organisme nadelig beïnvloeden;
- De receptor: zijnde het organisme dat door zijn of haar aanwezigheid beïnvloed kan worden door de verontreiniging.

De risico-evaluatie bepaalt voor de receptoren aan welke dosissen ze blootgesteld worden. Wanneer deze dosissen de maximale toelaatbare dosissen overschrijden spreekt men van een risico of een mogelijke nadelige invloed door blootstelling aan een verontreiniging. Er kan enkel een risico van een verontreiniging uitgaan als er zowel een blootstellingsroute als een receptor aanwezig is. Ontbreekt één van deze twee dan vormt de verontreiniging geen risico.

2.2 DE BRON

In het geval van de proefdijk is de bron de verontreinigde baggerspecie waaruit deze dijk is opgebouwd. In andere gevallen kan dit bijvoorbeeld een diesel verontreiniging in grond en grondwater zijn ontstaan door een lekkende ondergrondse tank. De bron wordt in de eerste plaats gekenmerkt door verhoogde concentraties aan bepaalde parameters die verschillen van de omgevingsconcentraties (achtergrondwaarde) en een impact kunnen hebben op het welzijn van mens en milieu.

De bron wordt gekenmerkt door verschillende fysische en chemische eigenschappen, die meestal bepaald worden door de verontreinigende parameters en de samenstelling van de bodem. Zo hangt de beschikbaarheid van metalen in de bodem sterk af van het kleigehalte van de grond. De omvang en concentraties van de verontreiniging zijn de belangrijkste drijvende factoren voor een risico-evaluatie.

2.3 DE BLOOTSTELLINGSROUTES

Een stof die in verhoogde concentraties aanwezig is in een bodem kan op verschillende wijzen opgenomen worden door een organisme. Hierbij kunnen twee groepen onderscheiden worden:

- Rechtstreekse opname;
- Onrechtstreekse opname.

De rechtstreekse opname omvat de blootstellingsroutes waarbij een stof rechtstreeks vanuit de bron opgenomen wordt door een organisme. De snelheid en wijze waarop de stof opgenomen wordt is afhankelijk van de eigenschappen van de stof, de bron en het organisme. Wanneer we bij de organismen de twee grootste groepen onderscheiden, namelijk planten en dieren, dan vindt men hierbij de volgende rechtstreekse blootstellingsroutes:

Planten:

- Opname via de wortels;
- Opname via de bladeren.

Dieren:

- Inhalatie;
- Ingestie;
- Dermaal contact.

Naast de rechtstreekse blootstelling is er ook de onrechtstreekse blootstelling. Dit houdt in dat de verontreiniging door een organisme wordt opgenomen via een tussenstadium. Het tussenstadium kan zowel een ander organisme zijn of een medium dat “besmet” is door de aanwezige verontreiniging. Hierbij zijn niet enkel de eigenschappen van de stof, de bron en het eindorganisme belangrijk maar ook de eigenschappen van het tussenstadium. Zo kunnen bepaalde planten stoffen accumuleren uit de bodem waardoor de dieren die deze planten opeten blootgesteld worden aan deze verhoogde concentraties. Deze dieren kunnen op hun beurt weer andere stoffen accumuleren en wanneer zij opgegeten worden, worden hun predatoren ook weer blootgesteld aan verhoogde concentraties. Onrechtstreekse blootstellingsroutes zijn quasi enkel relevant voor dieren. De belangrijkste zijn:

- Opname via vlees;
- Opname via planten;
- Opname via melk;
- (Opname via eieren);
- Opname via leidingwater.

De opname via leidingwater is een voorbeeld van een onrechtstreekse blootstelling waarbij het leidingwater “besmet” is door bijvoorbeeld de permeatie van een contaminant door de leiding.

2.4

DE RECEPTOR

De receptor bevindt zich aan het einde van de blootstellingsroute. Dit is in de meeste gevallen een organisme dat mogelijk negatief wordt beïnvloed door de aanwezige verontreiniging. Soms kan een tussenstadium ook beschouwd worden als een receptor. Zo wordt oppervlaktewater vaak beschouwd als een receptor. In

dat geval wordt er geen dosis berekend maar een concentratie die de verontreiniging mogelijk in het oppervlakte water kan veroorzaken. De toetsingwaarde voor een oppervlaktewater (kwaliteitsnorm) is meestal gebaseerd op het welzijn van de fauna en flora in dergelijk water. Uiteindelijk is ook hier weer het organisme de eindreceptor.

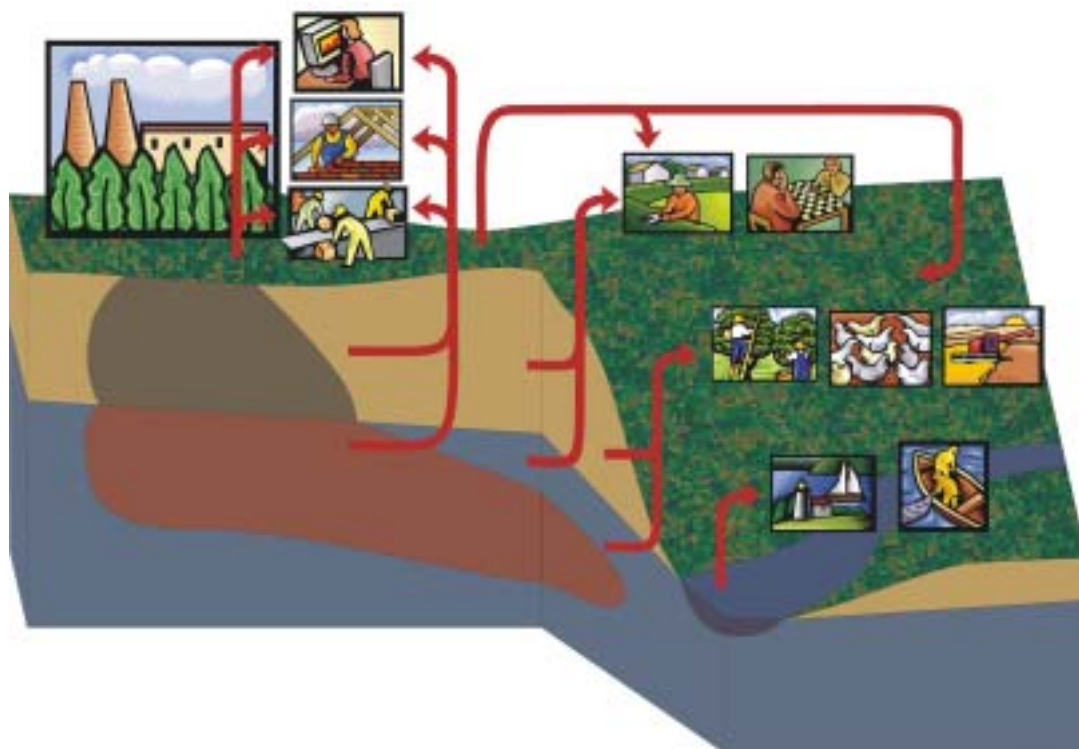
De berekende dosis van een stof waaraan een organisme blootgesteld wordt, wordt getoetst aan de beschikbare maximale toelaatbare dosis. Wanneer de mens als receptor beschouwd wordt, zijn er voor de meest courante stoffen gegevens over referentie dosissen beschikbaar. Voor dieren en zeker voor planten is dit vaak niet het geval. Bij dieren en planten stelt het probleem zich dat er zoveel verschillende soorten zijn, die vaak totaal anders op een stof reageren, dat het niet mogelijk is hiervoor eenduidige referentie-dosissen te bepalen.

Wanneer deze referentie dosissen niet beschikbaar zijn wordt in de meeste gevallen overgegaan naar veld en/of labo-tests.

2.5

ALGEMENE VISIE RISICO-EVALUATIE

Een risico-evaluatie dient steeds site-specifiek te worden opgesteld. De individuele bronnen, de verschillende blootstellingsroutes en receptoren dienen bepaald te worden. Algemeen voor een risico-evaluatie waar een bodemverontreiniging de bron is kan het volgende schema gehanteerd worden ter bepaling van de aanwezige bron-blootstelling-receptor.



De belangrijkste blootstellingsroutes hierbij zijn:

- Ingestie door mens/dier van verontreinigde bodemdeeltjes;
- Inhalatie door mens/dier van verontreinigde bodemdeeltjes;

- Inhalatie door mens/dier van verontreinigde bodemdampen;
- Dermaal contact mens/dier met verontreinigde bodemdeeltjes;
- Opname door planten uit de bodem;
- Opname door planten via depositie;
- Opname door planten via dampen;
- Opname door mens/dier via planten;
- Opname door mens/dier via dierlijke producten;
- Opname door mens/dier via drinkwater;
- Impact via grondwater op oppervlaktewater.

3. *VLIER-HUMAAN: HET MODEL*

3.1 *INLEIDING*

Het Vlier-Humaan model is in opdracht van de OVAM ontwikkeld door het Van Hall instituut, gebaseerd op de methodologie van de VITO (basisinformatie voor risico-evaluatie, OVAM, 1996). Het formularium steunt op het Nederlandse HESP model. Vlier-Humaan laat toe om kwantitatief voor een verontreinigende stof aanwezig in de bodem de dosis te bepalen waaraan een persoon op het terrein wordt blootgesteld. In de specifieke context van de dijken is het model zeer bruikbaar, omdat de baggerspecie (grotendeels) boven het grondwaterpeil is aangebracht en daar de “bodem” vormt.

De berekeningen zijn gebaseerd op het **bron – blootstellingsroute - receptor** principe.

Om te voldoen aan de vraag van het Havenbedrijf is door ERM een rekenblad gemaakt op basis van het formularium van het bestaande commerciële Vlier-Humaan model en het document basisinformatie voor risico-evaluatie van de OVAM. Het beschikbare commerciële model is niet toerijkend en flexibel genoeg om te kunnen gebruiken binnen de studie van de Magershoek proefdijk. Het laat namelijk niet toe om de inputparameters voldoende aan te passen zodanig dat men een zeer realistische benadering van de situatie op de Magershoekdijk bekomt. Tevens kan met het commerciële model geen gevoeligheidsanalyse en probabilistische analyse worden uitgevoerd.

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op het model zelf en hoe dit door ERM is aangepast voor het gebruik binnen het Magershoek project.

3.2 *UITGANGSPUNTEN*

Het Vlier-Humaan model gaat voor de berekeningen uit van twee belangrijke aannames:

1. De aanwezige stoffen zijn volledig in evenwicht in de verschillende fasen;
2. Er vindt geen afname plaats van de verontreiniging noch door uitloging, noch door verdamping, noch door afbraak.

Deze twee uitgangspunten worden algemeen toegepast in de modellering van stoffen in de bodem ter bepaling van de risico's door blootstelling.

Het eerste uitgangspunt is noodzakelijk om het model werkbaar te houden. Wanneer men er niet van uit gaat dat er een evenwicht aanwezig is tussen de verschillende fasen dan dient men deze fasen in het veld te bepalen wat zeer omslachtig is en het onderzoek sterk bemoeilijkt. Vaak is het ook gewoon niet mogelijk om alle fasen kwantitatief te bepalen. Algemeen kan aangenomen worden dat stoffen in de natuur steeds naar een evenwichtsituatie streven. De

evenwichtsituaties worden bepaald door omgevingskenmerken zoals pH, temperatuur, Ec, Eh, enz. Deze kunnen wel op een relatief eenvoudige manier bepaald worden. En daarenboven zijn ze mee opgenomen in evenwichtsreacties en fysische wetten die wiskundig kunnen worden weergegeven wat het modelleren mogelijk maakt.

Het tweede uitgangspunt waarbij aangenomen wordt dat de bron niet afneemt, is in de meeste gevallen een overschatting van de reële situatie. Voor verscheidene stoffen geldt dat op termijn de concentraties in de bodem afnemen (uitloging, afbraak, verdamping). Bij de ene stof gebeurt dit al wat sneller dan bij de andere. Wanneer de concentratie in de bodem afneemt zal ook de blootstelling afnemen en daarmee het risico. Echter is het zeer moeilijk om de afname van een stof in de bodem te bepalen. Er zijn zoveel verschillende factoren die hierop een invloed hebben zodanig dat dit zeer moeilijk te modelleren is. De concentratie afname in de bodem is meestal een zeer langzaam proces. Bij historische verontreinigingen blijkt vaak dat er na 50 jaar nog steeds hoge concentraties in de bodem aanwezig zijn. Wanneer geen rekening wordt gehouden met de concentratie afname, geeft dit dus nog geen grove overschatting van de reële situatie. Daarenboven is het bij het bepalen van een mogelijk negatieve impact op het welzijn steeds aangeraden om een conservatief standpunt in te nemen.

3.3

BRON: VERDELING IN DE BODEMFASEN

Het model vertrekt vanuit de gemeten grondconcentratie. Aan de hand van de evenwichtsverdeling binnen de drie bodemfasen worden de volgende concentraties berekend:

- Grondconcentratie (gemeten)
- Bodemlucht concentratie (berekend)
- Bodemvocht concentratie (berekend)

Deze berekeningen gebeuren aan de hand van de fugaciteitsconstanten in lucht, water en bodem voor een welbepaalde stof. De respectievelijke fugaciteitsconstanten voor lucht, water en bodem van een stof zijn gebaseerd op de gaswet, Henry's constante (Hs) en de partiticoëfficiënt (Kd). Waarbij Henry's constante bepaald wordt door de dampdruk (P) en de oplosbaarheid (S) en de partiticoëfficiënt afhankelijk is van het koolstofgehalte in de bodem. Op basis van de fugaciteitsconstanten worden de verschillende massafracties in de drie bodemfasen berekend, rekening houdend met de porositeit en het percentage poriën gevuld met water en lucht. Vervolgens worden vertrekkende van de gemeten grondconcentratie en de massafracties voor de drie bodemfasen de concentraties in bodem (vaste fase), bodemvocht (vloeibare fase) en bodemlucht (gasfase) bepaald.

Tevens wordt in het model ook een onderscheid gemaakt tussen de grondconcentraties op verschillende diepte:

- Diepte 0 – 0,25 m-mv : vertrekkende van de grondconcentratie in deze bodemlaag wordt de opname van bodemdeeltjes berekend;
- Diepte 0,25 – 1,5 m-mv: vertrekkende van de grondconcentratie uit deze laag wordt de verdamping naar kelderruimtes en de permeatie naar waterleidingen berekend;
- Diepte 1,5 – 2,5 m-mv: vertrekkende van de grondconcentratie uit deze laag wordt de grondwaterconcentratie berekend.

Om de verdeling van een stof in de verschillende bodemfasen te kunnen berekenen, dienen de chemische en fysische eigenschappen van de stof gekend te zijn. Bij het Vlier-Humaan model zijn de meest courante bodemverontreinigende stoffen opgenomen in de bestanden:

- PAK's;
- Metalen;
- VOCl;
- Cyaniden;
- BTEXN;
- Octaan en heptaan.

Voor de eigenschappen van deze stoffen wordt verwezen naar de OVAM publicatie "Basis informatie voor risico-evaluatie" en het computermodel Vlier-Humaan 2.0 van het Van Hall Instituut. Naast deze stoffen heeft ERM de database van het model uitgebreid met volgende stoffen:

- Minerale olie (opgesplitst in koolwaterstoffracties alifaten en aromaten);
- TBT;
- Tin;
- PCB's.

De fysico-chemische eigenschappen voor minerale olie zijn afkomstig uit de studie van de TPH-Working Criteria Group over het gedrag en de toxicologie van minerale olie verontreinigingen in het milieu (ref. TPH CWGS, composition of petroleum mixtures, 1998, T.L. Potter & K.E. Simmons, Univ. of Massachusetts, Amherst). Deze studie is uitgevoerd in samenwerking met de Amerikaanse overheid, American Petroleum Institute, AAR, BP, Chevron, Exxon Retec, Shell en US Air Force. Deze studie wordt in de petroleum industrie gebruikt als het referentiewerk voor minerale olie verontreinigingen. Onderstaande tabel geeft de verschillende minerale olie fracties en hun eigenschappen weer, toegevoegd door ERM in het Vlier-Humaan model.

Tabel 3.3.1 Fysico-chemische parameters voor minerale olie

Stof	Kow (-)	P (Pa)	S (mol/m ³)	M (g/mol)	DPE (m ² /dag)	DPVC (m ² /dag)	facing (-)	facinh (-)	DARvolw (l/h)	DARkind (l/h)	TDIor (mg/kg d)	TDIinh (mg/kg d)	TCL (g/m ³)
C8-C10 (alif)	2,95.10 ⁶	6,38.10 ²	3,31.10 ⁻³	130	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,1	1	0,01
C10-C12 (alif)	4,37.10 ⁷	6,38.10 ¹	2,12.10 ⁻⁴	160	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,1	1	0,01

Stof	Kow (-)	P (Pa)	S (mol/m ³)	M (g/mol)	DPE (m ² /dag)	DPVC (m ² /dag)	facing (-)	facinh (-)	DARvolw (1/h)	DARKind (1/h)	TDIor (mg/kg d)	TDIinh (mg/kg d)	TCL (g/m ³)
C12-C16 (alif)	2,14.10 ⁹	4,86.10	3,80.10 ⁻⁶	190	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,1	1	0,01
C16-C21 (alif)	1,00.10 ¹⁰	1,10.10 ⁻¹	3,42.10 ⁻⁸	200	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,1	1	0,01
C21-C35 (alif)	1,78.10 ⁷	1,10.10 ⁻¹	9,26.10 ⁻⁹	270	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,1	1	0,01
C8-C10 (arom)	6,03.10 ⁴	6,38.10 ²	5,41.10 ⁻¹	120	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,04	0,2	0,01
C10-C12 (arom)	1,10.10 ⁵	6,38.10 ¹	1,92.10 ⁻¹	130	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,04	0,2	0,01
C12-C16 (arom)	2,69.10 ⁵	4,86.10	3,87.10 ⁻²	150	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,04	0,2	0,01
C16-C21 (arom)	1,20.10 ⁶	1,10.10 ⁻¹	3,42.10 ⁻³	190	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,04	0,2	0,01
C21-C35 (arom)	1,78.10 ⁷	4,50.10 ⁻³	2,75.10 ⁻⁵	240	3,40.10 ⁻⁶	3,40.10 ⁻⁹	1	1	0,005	0,01	0,04	0,2	0,01

Met Kow: verdelingscoëfficiënt tussen octanol en water, P: dampdruk, S: oplosbaarheid, M: molmassa, DPE en DPVC: permeatie coëfficiënt door PE en PVC, facing en facinh: opgenomen fractie bij ingestie en inhalatie, DARvolw en DARKind: dermale absorptie voor volwassene/kind, TDIor en TDIinh: toelaatbare dagelijkse inname via orale weg en via inhalatie en TCL: toelaatbare luchtconcentratie.

De fysico-chemische parameters voor TBT zijn afkomstig uit toxicologisch onderzoek (de IRIS database, Integrated Risk Information System en RAIS database, Risk Assessment Information System) en de referentie database voor life cycle analyses opgesteld door de Universiteit van Leiden. In deze databases wordt TBT wel weergegeven als tributyltinoxide, bestaande uit 2 TBT moleculen gebonden door 1 zuurstof. Dit is ook de vorm waaronder TBT in het milieu voorkomt. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de waarden.

Tabel 3.3.2 Fysico-chemische parameters voor TBT

Koc (dm ³ /kg)	Kow (-)	P (Pa)	S (mol/m ³)	M (g/mol)	DPE (m ² /dag)	DPVC (m ² /dag)	facing (-)	facinh (-)	fexcr (-)	TDIor (mg/kg d)	TDIinh (mg/kg d)	TCL (g/m ³)
12600	6310	1,40.10 ⁻³	71,2	596	0	0	0,35	1	1	3,00.10 ⁻⁴	3,00.10 ⁻⁴	2,00.10 ⁻⁸

Met Koc: verdelingscoëfficiënt tussen water en organisch stof

Tin (Sn) is eveneens als nieuwe stof ingevoerd. Tin is namelijk een afbraakproduct van TBT. De fysico-chemische parameters voor tin zijn afkomstig uit toxicologisch onderzoek (IRIS en RAIS) en de referentie database voor life cycle analyses opgesteld door de Universiteit van Leiden. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de waarden.

Tabel 3.3.3 Fysico-chemische parameters voor tin

Kd (dm ³ /kg)	Koc (dm ³ /kg)	Kow (-)	P (Pa)	S (mol/m ³)	M (g/mol)	DPE (m ² /dag)	DPVC (m ² /dag)	facing (-)	facinh (-)	fexcr (-)	TDIor (mg/kg d)	TDIinh (mg/kg d)
250	14,3	19,5	0	66,7	118,5	0	0	1	1	1	6,00.10 ⁻¹	6,00.10 ⁻¹

De fysico-chemische parameters voor PCB's (als groepsparameter) zijn afkomstig uit toxicologisch onderzoek (IRIS en RAIS) en de referentie database voor life cycle analyses opgesteld door de Universiteit van Leiden.

Tabel 3.3.2 Fysico-chemische parameters voor PCB

Koc (dm ³ /kg)	Kow (-)	S (mol/m ³)	M (g/mol)	facing (-)	facinh (-)	TDI_{or} (mg/kg d)	TDI_{inh} (mg/kg d)
44800	1,95.10 ⁶	8,09.10 ⁻²	292	6,00.10 ⁻²	6,00.10 ⁻²	1,00.10 ⁻³	1,00.10 ⁻³

Bemerking:

Indien de Henry coëfficiënt (H) niet gegeven is wordt deze als volgt berekend: $H = P/S$ voor een bepaalde temperatuur. De Henry coëfficiënt geeft de verdeling tussen in wateropgeloste fase en de gasfase weer.

3.4 BLOOTSTELLINGSROUTE: KWANTIFICERING OPNAME

Voor de verschillende blootstellingsroutes wordt vervolgens getracht de massastroom van de verontreinigende stof via deze route te kwantificeren. Om de berekeningen overzichtelijk en werkbaar te houden worden hier per blootstellingsroute verschillende aannames gemaakt.

3.4.1 Opname door planten

Hier wordt hoofdzakelijk gekeken naar kruiden, groenten en grassen. In het algemeen dus niet naar diepwortelende planten. Deze nemen mineralen op uit de toplaag (0 – 0,25 m-mv). Het model gebruikt voor de berekening de concentratie van de toplaag. De mate van opname door de planten wordt bepaald door de “*Bioconcentratie Factor*” (BCF). Deze factor bepaald wat de verhouding is tussen de bodemconcentratie en de concentratie in de plant. Het Vlier-Humaan heeft standaard BCF-waarden. Echter om het model meer bruikbaar te maken voor de ecotoxicologische studie en aan te passen aan de proefdijk heeft ERM het model hiervoor gewijzigd. De BCF zijn bepaald op basis van veldanalyses.

De BCF omvat dus een gamma van parameters die allen hun invloed hebben op de mate van opname van stoffen uit de bodem (pH, complexvorming, droogte, regen, accumulatie, ...). Daarom is het steeds aangeraden om de BCF-waarde op het terrein zelf te bepalen.

3.4.2 Opname door dieren

Bij de opname door dieren wordt in hoofdzaak gekeken naar vee. Met name omdat vee een belangrijke rol speelt als tussenstadium in de opname van verontreinigende stoffen door mensen. In Vlier-Humaan wordt als standaard vee een rund aangenomen. Omdat dit niet toepasbaar was voor de ecotoxicologische studie van de proefdijk heeft ERM hiervoor ook het model aangepast. Als vee is door ERM het schaap ingevoerd.

Bij vee gaat men bij de modellering uit van de volgende blootstellingsroutes:

- Inhalatie van bodemdeeltjes;
- Inhalatie van bodemdampen;
- Ingestie van bodemdeeltjes;

- Drinken van verontreinigd oppervlaktewater;
- Opname via planten (inclusief stofdepositie).

De **inhalatie van bodemdeeltjes** wordt berekend vertrekkende van de grondconcentratie in de bodemtoplaag. Rekening houdend met het aantal gesuspendeerde bodemdeeltjes in de lucht, het ademvolume en de fractie bodemdeeltjes weerhouden in de long wordt een concentratie berekend die door het vee wordt ingeademd.

De **inhalatie van bodemdampen** wordt op een gelijkaardige wijze bepaald. Vertrekkende van de bodemgasconcentratie in de toplaag van de bodem en rekening houdend met de ruwheid van het landschap (gebouwen, bomen, struiken, grasland, ...) de windsnelheid op ademhoogte (verdunding) en het ademvolume wordt een luchtconcentratie berekend die opgenomen wordt door het dier.

Het model houdt tevens rekening met mogelijk verhoogde achtergrondconcentraties in de lucht ontstaan door externe bronnen. Deze dragen bij tot de totale opname via inhalatie. Wanneer die waarden gekend zijn voor de onderzoekslocatie kunnen ze mee opgenomen worden in de berekeningen.

De **ingestie van bodemdeeltjes** wordt bepaald vanuit de grondconcentratie in de toplaag van de bodem en door een waarde die aangeeft hoeveel bodemdeeltjes opgenomen worden. Voor vee (afhankelijk van de soort) dient een waarde ingegeven te worden voor de hoeveelheid bodemdeeltjes die een dier dagelijks opneemt via ingestie.

Grazende **dieren drinken vaak uit oppervlaktewaters** en plassen. Daarom wordt in het model aangenomen dat het drinkwater voor het vee in contact staat met de aanwezige verontreiniging. De waterconcentratie is deze voor het grondwater bepaald vanuit de grondconcentratie uit de diepste bodemlaag (1,5 – 2,5 m-mv). Het model biedt de mogelijkheid om aan te geven hoe groot de fractie door het vee verbruikt verontreinigd water is. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de gebruikte grondwaterconcentratie deze van het diepere grondwater is en dus niet bepaald is vanuit de grondconcentratie van de ondiepe of bodemtoplaag. Voor de proefdijk heeft dit geen grote gevolgen omdat deze volledig boven de watertafel is aangelegd en als een homogene bron beschouwd wordt.

Voor dieren is de **opname via planten** belangrijk bij de risico-bepaling. Deze opname wordt berekend op basis van de (berekende of gemeten) concentraties in de plant, de massa voedsel die het dier per dag eet en de fractie die rechtstreeks via ingestie opgenomen wordt. Eveneens wordt hierbij ook rekening gehouden met de depositie van bodemdeeltjes op de planten die gegeten worden door de dieren. De depositie wordt berekend vertrekkende van de gewasopbrengst, de grondconcentratie in de toplaag van de bodem, de fractie bodemdeeltjes in het stof en de toename van de totale depositie in de tijd. Deze laatste is een constante in het model.

Mensen worden in de meeste risico-evaluaties beschouwd als eindreceptoren. Vandaar komt ook de naam Vlier-Humaan. Het model tracht rekening houdend met de meest relevante blootstellingsroutes een uitspraak te doen over het al dan niet aanwezig zijn van een bedreiging voor personen die zich op een verontreinigde site bevinden. Als tussenstadia in deze evaluatie worden ook concentraties voor planten en dieren berekend, omdat dit belangrijke blootstellingsroutes zijn voor de mens. Voor de mens als eindreceptor worden in het Vlier-Humaan model de volgende blootstellingsroutes beschouwd:

- **Rechtstreekse blootstelling:**
 - Inhalatie van bodemdeeltjes;
 - Inhalatie van bodemdampen (binnen en buiten huis);
 - Ingestie van bodemdeeltjes;
 - Drinken van verontreinigd grondwater;
 - Dermaal contact met bodemdeeltjes.

- **Onrechtstreekse blootstelling:**
 - Opname via vlees;
 - Opname via melk;
 - Opname via planten;
 - Drinken van besmet leidingwater;
 - Baden/douchen in besmet leidingwater (inhalatie en dermaal contact).

De eerste vier rechtstreekse blootstellingsroutes (**inhalatie van bodemdeeltjes, inhalatie van bodemdampen, ingestie van bodemdeeltjes, drinken van verontreinigd grondwater**) voor de mens worden op gelijkaardige wijze berekend als deze voor het vee. Er wordt in de evaluatie wel onderscheid gemaakt tussen kinderen en volwassenen. Kinderen ademen in verhouding tot hun gewicht veel meer grond in dan volwassenen. Het model maakt ook een onderscheid tussen binnen en buitenlucht. Bij de opname van bodemdeeltjes binnenshuis wordt aangenomen dat 80% van het aanwezige en ingeademde stof uit bodemdeeltjes bestaat.

Bij de inhalatie van bodemdampen wordt ook weer een onderscheid gemaakt tussen volwassenen en kinderen. Omdat kinderen dicht bij de grond ademen in vergelijking met volwassenen, kan er minder verdunning optreden en worden ze blootgesteld aan hogere concentraties. Tevens wordt er ook een onderscheid gemaakt tussen binnen- en buitenlucht. Binnenlucht kan door een beperkte ventilatie in het huis veel meer bodemdampen bevatten dan buitenlucht. Het model laat tevens toe om achtergrondconcentraties in te voeren voor zowel binnen als buiten lucht. De uiteindelijke totale opname via inhalatie van dampen is de som van de aanwezige achtergrondconcentratie en de bijkomende bodemdampen.

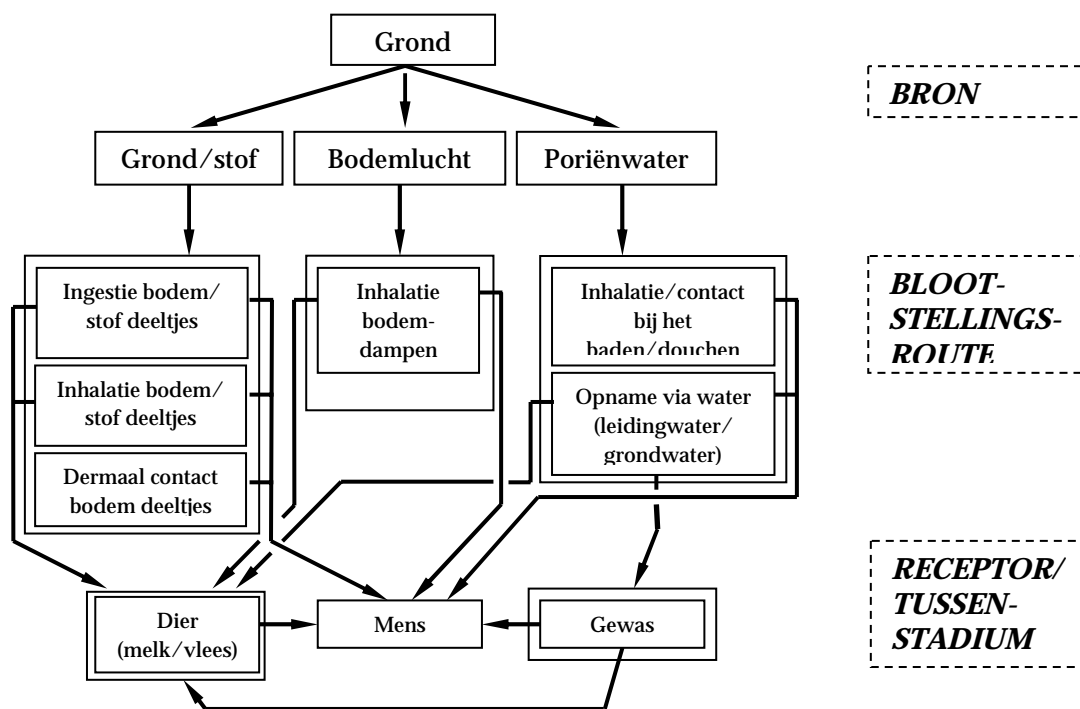
Voor de bepaling van de opname van bodemdeeltjes via ingestie wordt net zoals bij de inhalatie een onderscheid gemaakt tussen volwassenen en kinderen. Voor beide wordt een zelfde hoeveelheid opgegeten bodemdeeltjes genomen.

Vergelijkbaar met de ingestie bij het vee wordt hiervoor een vaste waarde aangenomen. De grotere opname van bodemdeeltjes via ingestie door kinderen in vergelijking met volwassenen wordt gecompenseerd ten opzicht van dezelfde hoeveelheid opgenomen bodemdeeltjes door het lagere lichaamsgewicht van kinderen. Een zelfde opname bij een lager lichaamsgewicht vormt dus een hogere dosis.

Bij het drinken van verontreinigd grondwater kan de fractie grondwater bepaald worden die effectief gebruikt wordt als drinkwater.

Een bijkomende rechtstreekse blootstelling die niet bij vee werd opgenomen is het **dermaal contact met bodemdeeltjes**. Van de zoogdieren heeft de mens één van de meest permeabele huiden. De mens ademt en absorbeert via de huid. Wanneer de huid in contact komt met chemische stoffen kunnen deze relatief makkelijk binnendringen en het lichaam besmetten. Daarom is het belangrijk om deze blootstelling voor mensen mee op te nemen. De meeste dieren zijn veel minder gevoelig voor opname via de huid dan mensen. In de berekeningen wordt weer een onderscheid gemaakt tussen kinderen en volwassenen. Kinderen hebben vaak een grotere oppervlakte onbeschermdde huid (geen kleding) in verhouding tot hun totale huidoppervlakte. Bij volwassenen zijn het vaak enkel de handen en armen die onbedekt zijn, terwijl kinderen ook vaak de benen onbedekt hebben.

Bij de onrechtstreekse blootstellingen kan een onderscheid gemaakt worden tussen de **opname via voedsel** en de **opname via verontreinigd leidingwater**. Bij de opname via voedsel gebruikt het model de berekende concentraties in gewas, vlees en melk en naargelang de fractie die hiervan effectief gebruikt wordt voor consumptie, wordt de door de mens via voedsel opgenomen hoeveelheid verontreiniging berekend.



Het leidingwater kan besmet raken wanneer organische stoffen in de bodem door de wand van kunststof waterleidingen permeëren. Bij de opname via leidingwater

zijn er twee blootstellingsroutes opgenomen. Het gebruik als drinkwater en het gebruik als sanitairwater. Bij gebruik als drinkwater wordt er van uitgegaan dat een vast volume per dag wordt geconsumeerd (verschillend voor volwassenen en kinderen). Bij gebruik als sanitairwater wordt aangenomen dat kinderen hoofdzakelijk baden en dus via dermaal contact met het water de verontreiniging kunnen opnemen. Terwijl volwassenen eerder douchen en tijdens het douchen via inhalatie en dermaal contact de verontreiniging kunnen opnemen.

Bovenstaande figuur geeft alle blootstellingsroutes aanwezig in het Vlier-Humaan model weer.

3.4.4 *Bodemgebruik*

Het al dan niet toepasbaar zijn van de hierboven opgesomde blootstellingsroutes wordt bepaald door het bodemgebruik. Het bodemgebruik wordt in het Vlier-Humaan model onderverdeeld in de volgende categorieën:

- Landbouwgebied;
- Woongebied;
- Dagrecreatie;
- Verblijfsrecreatie;
- Industrie lichte activiteit (kantoren);
- Industrie zware activiteit (fabrieken).

Dit zijn de meest voorkomende bestemmingen voor terreinen waarop mensen aanwezig zijn. Elk bodemgebruik wordt getypeerd door parameters die betrekking hebben op de aanwezige blootstellingsroutes, de tijdsduur van aan- of afwezigheid op het terrein, het binnen- of buitenshuis zijn tijdens winter en zomer van mensen (volwassenen en/of kinderen) en dieren, het kweken van dieren en groenten, het gebruik van grondwater als drinkwater, de hoeveelheid stof en gesuspendeerde bodemdeeltjes, de achtergrondconcentraties, ... Algemeen kan gesteld worden dat het bodemgebruik aangeeft gedurende welke periode en met welke frequentie mensen/dieren op het terrein via bepaalde blootstellingsroutes worden blootgesteld aan de aanwezige grondverontreiniging.

3.4.5 *Site karakterisatie*

Naast het bodemgebruik wordt een verontreinigd terrein ook gekarakteriseerd door de site-specifieke eigenschappen. Deze parameters maken het mogelijk om een veralgemeend model te gaan toespitsen op de eigenlijke situatie op het terrein zelf. Deze inputparameters kunnen onderverdeeld worden in verschillende categorieën:

Bodem

De bodemparameters geven de fysische eigenschappen weer van de aanwezige bodem. Deze zijn belangrijk voor de blootstellingsroutes omdat de eigenschappen van de bodem bepalend zullen zijn voor de verdeling in de verschillende bodemfasen en de migratie in de bodem zelf.

Aquifer

Deze parameters geven de eigenschappen weer van de verzadigde bodem en de grootte van de grondwaterverontreiniging of -bron. Deze groep parameters is niet aanwezig in de commerciële versie van Vlier-Humaan, maar is door ERM bijgevoegd om aan de hand van de eveneens door ERM toegevoegde Domenico formule de verspreiding in het grondwater van een punt A naar een punt B te kunnen bepalen rekening houdend met dispersie en degradatie.

Site

De siteparameters geven weer wat de grootte van de site is en of deze bebouwd is en of leidingwater en/of grondwater verbruikt worden. Deze gegevens bepalen wat de omvang is van de verontreiniging en of verontreinigd water wordt verbruikt via leiding of grondwater.

Gebouw

Deze parameters zijn bepalend voor de opname van verontreiniging binnenshuis. Met name geven ze aan wat de grootte is van het gebouw en de mogelijke kelder en in welke mate dampen kunnen voorkomen in het gebouw via doorsijpelen vanuit de bodem of via het douchen met verontreinigd water. Hierbij aansluitend zijn de parameters **badkamer**, die het waterverbruik omvatten.

Terrein

De terreinparameters (ruwheid oppervlakte, begroeiing, ...) bepalen de mogelijkheid tot opwaaien van bodemdeeltjes en de verdunning van concentraties in de lucht door de wind. Deze parameters bepalen mee hoeveel verontreiniging uit de lucht zal opgenomen worden.

3.5

RECEPTOREN

In Vlier-Humaan wordt uiteindelijk maar naar één receptor gekeken: de mens. Door het model verder uit te werken en om te zetten naar een rekenblad heeft ERM het mogelijk gemaakt om ook de tussenstadia als receptoren te beschouwen. Dit laat toe om ook te kijken naar wat de concentraties in planten zijn of de dosissen waaraan dieren worden blootgesteld te evalueren.

Voor mensen en dieren kan een dagelijkse dosis berekend worden. Deze dosis wordt uitgedrukt in mg per kg lichaamsgewicht per dag. Dit wil zeggen de hoeveelheid verontreinigende stof die een persoon/dier dagelijks opneemt, zijnde de som van alle blootstellingsroutes, verdeeld over het lichaamsgewicht en dit per dag. Kinderen hebben een lager lichaamsgewicht dan volwassenen wanneer ze aan een zelfde concentratie verontreiniging worden blootgesteld is voor hen de dagelijkse dosis een stuk groter. Dit is de reden waarom de dosis wordt uitgedrukt per kg lichaamsgewicht. De totale dosis wordt vervolgens getoetst aan de toelaatbare dagelijkse inname (TDI). Wordt deze overschreden dan bestaat er een kans dat de verontreiniging een nadelig effect heeft op de receptor.

Naast de totale dosis kan een opsplitsing gemaakt worden in de dosis die via inhalatie en de dosis die via ingestie en dermaal contact wordt opgenomen. Dit is voor sommige stoffen belangrijk omdat ze bijvoorbeeld sneller via de longen dan

via de huid of spijsvertering worden opgenomen. Daarom wordt ook een tweede toetsing uitgevoerd, namelijk aan de toelaatbare lucht concentratie (TLC).

Voor de risico-evaluatie wordt een onderscheid gemaakt tussen niet-carcinogene stoffen en carcinogene stoffen.

Bij niet-carcinogene stoffen wordt een drempel vastgelegd waaronder geen nadelige effecten waargenomen worden. Dit heet de NOAEL (No Observed Adverse Effect Level). Deze dosis wordt meestal bepaald in dierproeven en geëxtrapoleerd naar de mens door rekening te houden met veiligheidsfactoren (interspecies gevoeligheid, intraspecies gevoeligheid, duur van de proef, ...). Hieruit bepaalt men een dosis, die gedefinieerd wordt als de maximale dosis, waarbij geen nadelige effecten zullen optreden bij levenslange blootstelling. De terminologie hiervoor is TDI of Toelaatbare Dagelijkse Inname. Andere begrippen met dezelfde betekenis zijn ADI (Aanvaardbare Dagelijkse Inname, gebruikt voor voedseladditieven) en RfD (Reference Dose, gebruikt door EPA). Al deze begrippen hebben in principe betrekking op inname via orale weg. Voor inhalatie worden meestal geen dosissen gebruikt, maar worden volgens dezelfde principes toelaatbare concentraties in lucht berekend: TCL, of RfC (Reference Concentration, gebruikt door EPA).

Bij carcinogene stoffen wordt meestal aanvaard dat voor de carcinogene effecten geen drempelwaarde bestaat beneden dewelke geen nadelige effecten optreden. Hieronder vallen de genotoxische carcinogenen. Bij lage blootstellingsniveaus wordt aangenomen dat er een lineair verband bestaat tussen het risico op kanker en de blootstelling. Er wordt een dosis-effect relatie opgesteld, die het aantal extra kankergevallen per eenheidsdosis of eenheidsconcentratie geeft. Bij het opstellen van de normen wordt gebruik gemaakt van de dosis of de concentratie overeenkomend met het optreden van 1 extra kankergeval op 10^5 levenslang blootgestelden. Niveaus variëren naargelang de landen van $1/10^4$ (Nederland) over $1/10^5$ (Duitsland) naar $1/10^6$ (Verenigde Staten). Indien wel een drempelwaarde bestaat, wordt dezelfde berekening met de dosis inname gevolgd als voor niet-carcinogenen.

Voor dieren en nog meer voor planten is gebleken dat er slechts zeer weinig referentiewaarden beschikbaar zijn. Voor dieren hebben de meeste literatuur gegevens over referentie-waarden voor blootstelling betrekking op labodieren (muizen, ratten). Zoals reeds aangehaald zijn de normen voor mensen hieruit geëxtrapoleerd. Naar andere diersoorten is dit vaak nog niet gebeurd. Om bijvoorbeeld de toetsing voor vee wel te kunnen uitvoeren, wordt gebruik gemaakt van de NOAEL waarden voor labo-dieren. Dit is in algemeen wel een overschatting, maar bij gebrek aan voldoende species specifieke referentie gegevens een aanvaardbare conservatieve aanname.

Voor planten zijn er quasi geen dosis-referentie-waarden beschikbaar. Hier leert de praktijk dat het zeer moeilijk is om de nadelige effecten van verontreiniging op planten aan de hand van een modellering te bepalen. Men bekomt meer nuttige informatie uit proefopstelling door planten rechtstreeks op de verontreinigde bodem te laten groeien dan door berekeningen uit te voeren.

3.5.1

De mens

De mens als receptor in het Vlier-Humaan model wordt gekenmerkt door enkel parameters die onveranderd zijn wat ook het bodemgebruik van de site is. Deze waarden geven als het ware de eigenschappen weer van een doorsnee mens.

- Ademhoogte volwassene / kind (m);
- Ademvolume volwassene / kind (m²)
- Lichaamsgewicht volwassene / kind (kg);
- Huid bedekt met stof, buiten / binnen, volwassene / kind (kg/m²);
- Verbruik groenten / vlees, volwassene / kind (kg/dag);
- Verbruik melk volwassene / kind (l/dag);
- Lichaamsoppervlakte volwassene / kind (m²);
- Ingestie van drinkwater volwassene / kind (l/dag).

Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat het ademvolume afhankelijk is van de geleverde inspanning. In principe is dit gerelateerd aan het bodemgebruik (woongebied, recreatie, ...). De in het model in te vullen waarden voor ademvolume worden daarom gekozen op basis van het bodemgebruik.

3.5.2

Vee

Vee is niet enkel een receptor maar ook een tussenstadium bij de blootstelling. Het wordt dus niet alleen gekenmerkt door parameters die bepalend zijn voor de dosis verontreiniging die door het dier zal opgenomen worden, maar ook door de parameters die de productie van dierlijke producten (vlees en melk) bepalen.

- Ademhoogte vee (m);
- Ademvolume vee (m²)
- Lichaamsgewicht vee (kg);
- Voedselopname door vee (kg/dag);
- Wateropname door vee (l/dag);
- Vetfractie in vlees van vee;
- Vetfractie in melk van vee;
- Melkproductie van vee.

De meeste contaminanten worden wanneer opgenomen door dieren voor een groot stuk opgeslagen in vet en bepaalde organen, bijna niet in de spieren. Bij de consumptie van vlees wordt hoofdzakelijk spiervlees gegeten met daaraan vet en veel minder organen vlees. Daarom is het belangrijk om na te gaan wat de fractie vet is bij het vlees. Vetter vlees is in verhouding tot vetarm vlees meer gevoelig voor het bevatten van verhoogde concentraties verontreinigende stoffen. Hetzelfde geldt voor de melk afkomstig van het vee.

Het consumptie gedrag van de receptor (mens) zal bepalend zijn hoeveel verontreiniging opgenomen wordt via vlees en melk. In de meeste gevallen wordt hier een conservatieve benadering gekozen en gaat men er van uit dat 50% van de totale vleesconsumptie en 100% van de zuivelconsumptie eigen productie is indien

er op het terrein vee gekweekt wordt (dit wordt alleen toegepast voor landbouwgebied).

3.5.3

Planten

Net zoals vee zijn planten ook een tussenstadium bij de blootstelling. Omdat er geen dosisreferentiewaarden voor planten beschikbaar zijn wordt de concentratie in de plant berekend. De parameters die bepalend zijn voor planten hebben betrekking op de plant als voedsel voor mens en dier.

- Fractie droge stof stengel/blad (-);
- Vegetatie opbrengst (kg ds/m²);
- Groeiperiode gewas (dagen);
- Fractie bladgewas t.o.v. totale gewas (-).

Ook hier geldt dat het consumptie gedrag van de receptor (mens/dier) bepalend is voor de hoeveelheid verontreiniging die via planten wordt opgenomen. Voor dieren gaat men er van uit dat deze al het voedsel uit de gewassen op het terrein halen voor de periode dat ze buiten op het terrein aanwezig zijn. Voor opname door mensen wordt aangenomen voor landbouwgebied dat 50% en voor woongebied dat 25% van de verbruikte groenten uit de eigen tuin komt.

Voor meer informatie over het Vlier-Humaan model en de gebruikte berekeningen, formules en aannames wordt verwezen naar het document “*Basisinformatie voor risico-evaluatie*” uitgegeven door OVAM, juli 1996 ref. D/1996/5024/19 en het computer model Vlier-Humaan versie 1.0 en 2.0 ontwikkeld door het Van Hall Instituut.

3.6

AANVULLING

Aanvullend op de blootstellingsroutes en toetsingen opgenomen in het Vlier-Humaan model zijn door ERM volgende bijkomende blootstellingsroutes opgenomen in het op Vlier-Humaan gebaseerde rekenblad:

- Opname van verontreiniging door vee met toetsing aan NOAEL-waarden;
- Grondwatersverspreiding over een bepaalde afstand rekening houdend met doorlaatbaarheid van de bodem, dispersie, retardatie en degradatie (Domenico formule).

Daarnaast is door de omzetting van het model naar een rekenblad de mogelijkheid gecreëerd om meer site specifieke scenario's te modelleren. Zo is het mogelijk om zowel de gewasopbrengst en plantopname aan te passen aan de meetgegevens uit het veld. Tevens is de mogelijkheid gecreëerd om met een andere diersoort dan runderen te werken voor de blootstellingsroute opname via vlees en melk. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de parameters die ingevoerd en aangepast kunnen worden om het reële gebruik van de site te benaderen.

Tabel 3.6.1 Input gegevens van het risico-model

BODEMGEBRUIK	Zelf bepaald bodemgebruik		
Vee	Ja, eigen invoer		Niet nodig voor standaard bodemgebruik landbouwgebied

	Input	Eenheid	Standaard	
BODEM				
Temperatuur bodem	283	(K)*	283	* temp in Kelvin = temp in Celcius + 273
Densiteit bodem	1,6	(kg/dm ³)	1,5	
Porositeit bodem	0,4	(-)	0,4	
Fractie organisch materiaal	0,02	(-)	0,02	
pH (bodem)	7	(-)	6	
Volumefractie watergevulde poriën	0,2	(-)	0,2	
Volumefractie luchtgevulde poriën	0,2	(-)	0,2	
Lengte diffusieweg	0,75	(m)	0,75	
Dikte bodem-luchtgrenslaag	0,005	(m)	0,005	
Evaporatieflux	0,0001	(m/d)	0,0001	
Bodemverlies door afspoeling	5,48E-06	(m/d)	5,48E-06	
Neerslag	8,00E+02	(mm/jaar)	8,00E+02	
Bodemsamenstelling	Siltige klei			
Hellingspercentage	8%	(%)		
Horizontale lengte helling	3,00E+01	(m)		

	Input	Eenheid	Standaard	
AQUIFER				
Hydraulische conductiviteit	1	(m/d)	1	
Diepte grondwater	1	(m)	1	
Diepte basis aquifer	10	(m)	10	gemeten vanaf grondwatertafel
Hydraulische gradiënt	0,001	(m/m)	0,001	
Effectieve porositeit	0,2	(-)		
Breedte grondwaterverontreiniging loodrecht op stromingsrichting	20	(m)		
Lengte grondwaterverontreiniging evenwijdig met stromingsrichting	40	(m)		
Dikte grondwaterverontreiniging	5	(m)		gemeten vanaf grondwatertafel
Longitudinale dispersie	1	(m)		
Transversale dispersie	0,5	(m)		
Verticale dispersie	0,5	(m)		
Lengte site in grondwater-stromingsrichting	100	(m)	100	

	Input	Eenheid	Standaard
SITE			
Lengte van de site	250	(m)	100
Breedte van de site	70	(m)	100
Bebouwde oppervlaktefractie	0	(-)	
Materiaal waterleiding	ander	PE / PVC / ander	

Stagnatie in waterleiding	24	(h/dag)	24
Straal waterleiding	0,0098	(m)	0,0098
Dagelijks leidingwaterverbruik	0,5	(m ³ /dag)	0,5
Dikte van de waterleiding	0,0027	(m)	0,0027

	Input	Eenheid	Standaard
GEBOUW			
Dikte beton	0,25	(m)	0,25
Volumefractie lucht in beton	0,01	(-)	0,01
Volumefractie vast in beton	0,98	(-)	0,98
Kelder	open	open / beton / geen	
Lengte kelder	10	(m)	10
Breedte kelder	0,5	(m)	5
Hoogte kelder	0,5	(m)	0,5 m kruipruimte (open), 2 m kelder (beton)
Ventilatie snelheid kelder	0,1	(1/h)	
Fractie kelderlucht in binnenlucht	0,1	(-)	0,1
Lengte gebouw	10	(m)	10
Breedte gebouw	5	(m)	5
Hoogte gebouw	2,6	(m)	2,6
Ventilatie snelheid gebouw	0,1	(1/h)	
Temperatuur douche	313	(K)	313
Gesuspenderde deeltjes in binnenlucht	4,43E-08	(kg/m ³)	normaal 75% van gesuspenderde deeltjes in buitenlucht

	Input	Eenheid	Standaard
BADKAMER			
Waterverbruik bij douchen	0,15	(m ³)	0,15
Badkamervolume	15	(m ³)	15

	Input	Eenheid	Standaard
TERREIN			
Ruwheid oppervlakte	0,05	(m)	
Karman constante	0,4	(-)	0,4
Hoogte luchtpluim	10	(m)	10
Windsnelheid op hoogte	18000	(m/h)	18000
Gesuspenderde deeltjes in buitenlucht	5,91E-08	(kg/m ³)	Dagrecreatie: 5,9E-8
Begroeiing	Gras		
Bewerkte oppervlakte	Onbewerkt		
Bewerkingsrichting	Niet		

	Input	Eenheid	Standaard
PLANT			
Fractie droge stof stengel	0,202	(-)	0,202
Fractie droge stof wortel	0,117	(-)	0,117
Vegetatie opbrengst	0,6	(kg ds/m ²)	0,28 afwijken voor landbouwgrond
Gewas groeiperiode	180	(d)	180 afwijken voor landbouwgrond
Fractie bladgewas tov totaal gewas	0,4	(-)	0,4 afwijken voor landbouwgrond

	Input	Eenheid	Standaard
VEE			
Voedselopname door vee	8,3	(kg vers/dag)	82,5
Fractie grondwater als drinkwater voor vee	0	(-)	
Fractie oppervlakte water als drinkwater voor vee	0	(-)	
Wateropname door vee	6	(l/dag)	55
Fractie vet in vlees	0,35	(-)	0,25
Verblijfstijd vee op site	1825	(dag)	1825
Gewicht vee	50	(kg)	80
Melkproductie vee	0,4	(l/dag)	1
Fractie vet in melk	0,3	(-)	0,3
Ademhoogte vee	0,5	(m)	0,5

HUMAAN			
Ademhoogte volwassene	1,5	(m)	
Ademhoogte kind	1,0	(m)	
Lichaamsgewicht volwassene	70	(kg)	
Lichaamsgewicht kind	15	(kg)	
Huid bedekt met stof, buiten, volwassene	0,0375	(kg m ²)	
Huid bedekt met stof, buiten, kind	0,0051	(kg m ²)	
Huid bedekt met stof, binnen, volwassene	0,00056	(kg/m ²)	
Huid bedekt met stof, binnen, kind	0,00056	(kg/m ²)	
Verbruik groenten volwassene	0,345	(kg/dag)	
Verbruik groenten kind	0,15	(kg/dag)	
Verbruik vlees volwassene	0,14	(kg/dag)	
Verbruik vlees kind	0,07	(kg/dag)	
Verbruik melk volwassene	0,3	(l/dag)	
Verbruik melk kind	0,5	(l/dag)	
Lichaamsoppervlakte volwassene	1,8	(m ²)	
Lichaamsoppervlakte kind	0,95	(m ²)	
Ingestie van drinkwater volwassene	2	(l/d)	
Ingestie van drinkwater kind	1	(l/d)	

Naast deze inputparameters kunnen ook de waarden die het bodemgebruik typeren individueel ingevoerd worden. Deze mogelijkheid was ook ingebouwd in het commerciële Vlier-Humaan model.

Een tweede mogelijkheid die door de omzetting van het model naar een rekenblad mogelijk gemaakt wordt is de probabilistische benadering van de risico-evaluatie. Zo kan aan de hand van een Monte-Carlo benadering gekeken worden welke parameters de meeste invloed hebben op de risico's (gevoeligheidsanalyse) en wat het effect zou zijn van variërende inputwaarden (statistische benadering). Bepaalde inputgegevens in het model kunnen niet eenduidig bepaald worden en zijn aannames of gegevens uit de literatuur. Om nu de onzekerheid die gepaard

gaat met deze parameters te verlagen, kan voor elke van deze parameters een statistische verdeling ingevoerd worden in het model. Door het model verschillende keren te laten lopen met willekeurig gekozen waarden binnen deze verdeling, verkrijgt men voor de berekende risico's een trend die aangeeft wat de waarschijnlijkheid is voor een effectieve nadelige invloed. Deze kansberekening vertelt meer over de reële situatie, dan wanneer een enkelvoudige modellering zou uitgevoerd worden.

4. DE PROEFDIJK: HET CONCEPTUEEL MODEL

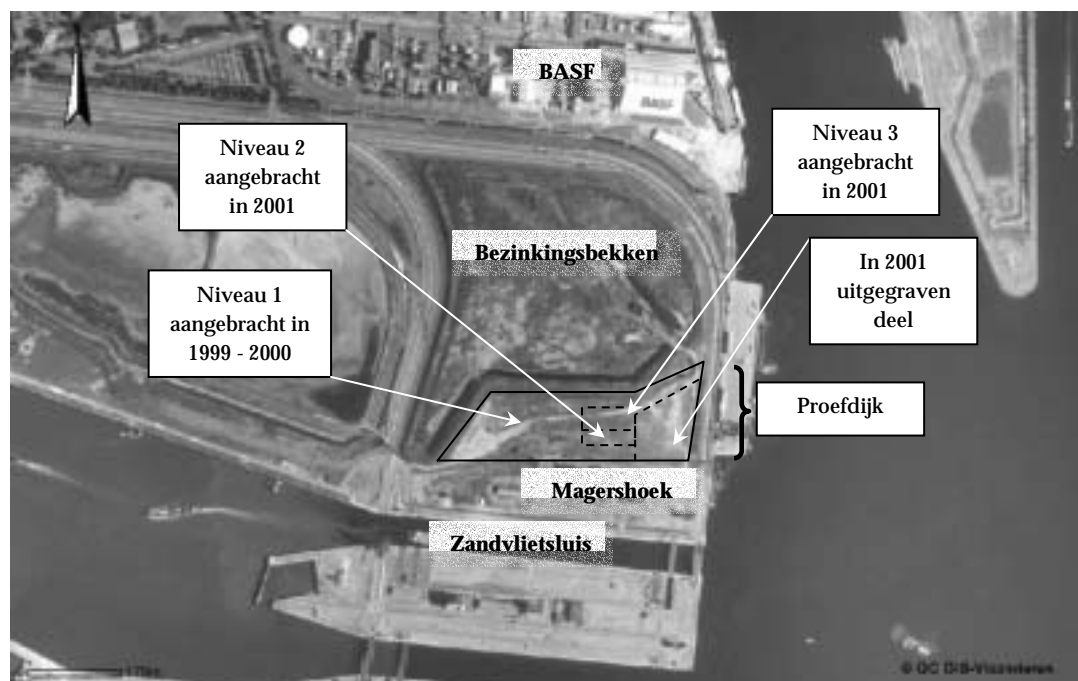
4.1 INLEIDING

Om een reële situatie te kunnen modelleren dient men eerst een conceptueel model op te zetten. Het conceptuele model is een beschrijving van de reële situatie waarbij getracht wordt om de belangrijkste delen te definiëren aan de hand van meetgegevens en cijfermateriaal. Die kunnen gebruikt worden in de berekeningen van een computermodel om een uitspraak te doen over het al dan niet aanwezig zijn van risico's voor mens en milieu.

In dit onderzoek is de proefdijk aangelegd op de Magershhoek, als vertreksituatie genomen. Op basis van de gegevens van de proefdijk wordt een algemene situatie voorgesteld die het gebruik dient weer te geven voor een bufferdijk opgebouwd uit baggerspecie.

4.2 MAGERSHOEK EN DE HAVEN

De proefdijk op de Magershhoek is gelegen tussen de Zandvlietsluis en het terrein van BASF in het noordelijke deel van de haven van Antwerpen. Net ten noorden van de proefdijk ligt een bezinkingsbekken. De dijk is opgebouwd uit geconsolideerde baggerspecie uit Loswal 1A van de haven. De constructie heeft plaatsgevonden van november 1999 tot november 2000. De dijk heeft een oppervlakte van ongeveer 400 m op ongeveer 100 m. De dijk heeft een maximale hoogte van ongeveer 7,5 m boven maaiveld (m+mv). Van begin juli 2001 tot ongeveer eind oktober 2001 is het meest oostelijke deel van de proefdijk afgegraven. Het afgegraven materiaal is aangebracht op het overige deel van de dijk. Zodanig dat er twee verhoogd niveaus op de dijk bij kwamen. Onderstaande luchtfoto (bron OC GIS-Vlaanderen) geeft de ligging van de proefdijk weer. De foto is genomen vóór de aanleg van de dijk.



Volgende foto met zicht in westelijke richting geeft een situatieschets van de proefdijk.



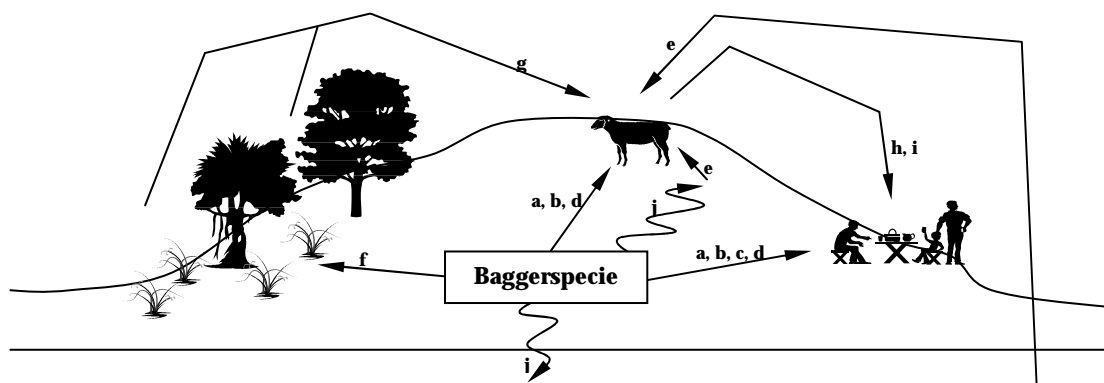
Op dit moment wordt de proefdijk gebruikt om vegetatie- en begroeiingstesten op uit te voeren in het kader van een opvolging van de ecologische potenties van de dijk. Hierbij wordt in hoofdzaak gekeken naar welk type vegetatie het nieuw ontstane milieu koloniseert, hoe de successie precies verloopt en wat de invloed is van verschillende beheersmaatregelen. Het onderzoek wordt uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud en het Laboratorium voor Bosbouw.

De dijk wordt op deze locatie niet gebruikt als landschapsdijk met bufferfunctie tussen havenindustrie en het hinterland. De aanleg van de proefdijk is zuiver onderzoeksmatig. De dijk is niet vrij toegankelijk en wordt slechts sporadisch bezocht door mensen (enkel onderhoudsmensen en onderzoekers). Voor de uiteindelijke bestemming van de landschapsdijken zal er geen restrictie zijn op het gebruik van de dijk door mensen en dieren. De ecologische landschapsdijken kunnen bijvoorbeeld gebruikt worden als bufferende landschapselementen die meestal door mensen gebruikt worden voor recreatie (wandelen, fietsen, joggen, ...). Een mogelijke beheersmaatregel voor de begroeiing op de dijken is het gebruik van grazende schapen. Dit wordt reeds op verschillende plaatsen in de haven toegepast. De lopende haalbaarheidsstudie zal nagaan of het effectief mogelijk is deze dijken hiervoor aan te wenden.

4.3 HET CONCEPTUEEL MODEL

Met de gegevens bekomen uit de opstelling van de proefdijk te Magershhoek, resultaten van onderzoeken uitgevoerd op baggerspecie in de Antwerpse Haven en op basis van de toekomstige situering van de landschapsdijken is een conceptueel model uitgewerkt dat de bron, blootstellingsroutes en receptoren aangeeft voor het toekomstige gebruik als bufferdijk.

Onderstaande figuur geeft het model weer voor de bufferdijk:



Na evaluatie van het conceptueel model zijn de volgende bronnen – blootstellingsroutes – receptors geselecteerd als relevante:

Bron:

De baggerspecie verontreinigd met BTEX, Minerale olie, PAK, TBT, zware metalen en PCB's zal aangewend worden voor de bouw van de dijken en zal dus de bron van de verontreiniging vormen.

Blootstellingsroutes:

- Ingestie van baggerslib (a);
- Inhalatie van baggerslib (b);
- Dermaal contact met baggerslib (c);
- Inhalatie van bodemdampen (d);
- Ingestie van grondwater/oppervlaktewater (e);
- Opname door planten (f);
- Opname via planten door dieren (g);
- Opname via vlees door de mens (h);
- Opname via melk door de mens (i);
- Verspreiding via het grond/oppervlaktewater (j).

Receptoren:

Planten, vee (schapen) en mensen (recreatie) zijn de relevante receptoren. Ook naburige oppervlaktewater en grondwater kunnen gezien worden als een receptor.

De dijken zullen niet gebruikt worden voor bewoning of industriële bestemming. Tevens zullen er geen gewassen voor consumptie op gekweekt worden. De dijken zullen niet bebouwd worden noch omgezet worden in waardevol natuurgebied. Ze blijven de bestemming bufferzone behouden en zullen recreatief worden gebruikt. Dit houdt in dat mensen slechts een beperkte periode worden blootgesteld aan het verontreinigde baggerslib van de dijken.

Niet relevante blootstellingsroutes zijn de inhalatie en ingestie van bodemdeeltjes binnenshuis en inhalatie van bodemdampen binnenshuis (er zullen geen gebouwen op de dijken gebouwd worden) en de opname via planten door de mens (Er wordt geen rekening gehouden met het verbruik van bessen die mogelijk op termijn op de dijk kunnen groeien. Deze opname is qua hoeveelheid zeer gering en slechts over een beperkte periode. Hierdoor is ze niet als relevant bevonden).

Deze redenering geldt ook voor het vee dat op de dijken zal grazen. Deze dieren worden tijdelijk ingezet om de begroeiing te beheren. De dijken zelf worden niet gebruikt als graasland dat continue in gebruik is. Wel zullen de dieren tijdelijk op dijk ingezet worden. Wanneer men aanneemt dat de dieren van de ene naar de andere dijk verhuizen kan men de verschillende blootstellingen optellen dit komt dan overeen met het continu grazen op hetzelfde terrein.

5. DE PROEFDIJK: DE MODELLERING

5.1 INLEIDING

In de vorige hoofdstukken is het risico-model Vlier-Humaan besproken dat als uitgangsbasis zal gebruikt worden voor de bepaling van de ecotoxicologische impact van de uit baggerspecie bestaande landschapsdijken. Aan de hand van de in het conceptueel model bepaalde bron, blootstellingsroutes en receptoren zullen de inputdata voor het model worden geselecteerd. Dit hoofdstuk bespreekt de selectie van de inputgegevens en de invloed van elk van de parameters op de berekende risico's (gevoeligheidsanalyse).

Het model wordt in eerste instantie uitgewerkt voor de proefdijk te Magershoek en de baggerspecie waaruit deze dijk is opgebouwd. In een volgend hoofdstuk zal ook een bijkomende evaluatie uitgevoerd worden voor baggerslib afkomstig van andere locaties uit de Haven.

5.2 BRON: BAGGERSPECIE

De baggerspecie is afkomstig uit de vaargeulen en dokken van de Haven van Antwerpen. De specie bevat voor het grootste deel sedimenten met bijmenging van organisch materiaal. De sedimenten in de specie zijn zeer siltig met bijmenging van zand en klei. Tijdens de monitoringscampagne uitgevoerd door Ecolas in 2001 na de aanleg van de proefdijk zijn 3 mengmonsters van het baggerspecie (afkomstig van 6 boringen) geanalyseerd op droge stof, zware metalen, EOX, PAK en minerale olie. De gemiddelde concentraties, samen met de standaarddeviatie, zijn weergegeven in de onderstaande tabel:

Tabel 5.2.1 Slibanalyses proefdijk Magershoek, Ecolas 2001

Parameters	Gemiddelde	Standaarddeviatie
	mg/kg	mg/kg
Arseen	52	11
Cadmium	12	2,5
Chroom	170	35
Koper	91	22
Kwik	2,7	0,64
Lood	157	35
Nikkel	40	9,3
Zink	567	121
Minerale olie	433	208
Naftaleen	0,28	0,13
Benzo(a)pyreen	0,57	0,22
Fenantreen	0,31	0,26
Fluorantheen	0,83	0,27
Benzo(a)anthraceen	0,44	0,17
Chryseen	0,39	0,32

Benzo(b)fluorantheen	0,69	0,25
Benzo(k)fluorantheen	0,32	0,12
Benzo(ghi)peryleen	0,45	0,18
Indeno(123-cd)pyreen	0,54	0,23
Droge stof	66,3	4,9

Voor een overzicht van alle resultaten van deze analyses wordt verwezen naar het rapport: “*Monitoring Peilbuizen, Overzichtsverslag van de volledige monitoringscampagne, Proefdijk Magershhoek te Antwerpen, maart 2003 door Ecolas, ref. 01/5001/WD*”.

Aanvullend zijn analyses toegevoegd voor BTEX, PCB's en enkele PAK-componenten. Deze gegevens zijn afkomstig van staalnamecampagnes van baggerspecie in de Antwerpse haven.

Tabel 5.2.2 Slibanalyses Antwerpse Haven

Parameters	Gemiddelde	Standaarddeviatie
	mg/kg	mg/kg
Benzeen*	0,01	0,01
Tolueen*	0,01	0,01
Ethylbenzeen*	0,01	0,01
Xylenen*	0,01	0,01
PCB's**	0,23	1,14
Acenaftyleen*	0,01	0,01
Acenaften*	0,01	0,01
Fluoreen*	0,01	0,01
Anthraceen*	0,01	0,01
Pyreen*	0,01	0,01
Dibenzo(a,h)anthraceen*	0,01	0,01

* = invoerwaarde is detectielimiet

** = analyses (1996 - 1999) van het slib voor het Delwaidedok afkomstig van baggerspecie uit de havendokken rechteroever, (ref. Vergunningsaanvraag Delwaidedok)

De baggerspecie van de proefdijk wordt gekenmerkt door een relatief laag droge stof gehalte in vergelijking met een standaard bodem. De baggerspecie is ook sterk aangerijkt met metalen, PAK en minerale olie. De proefdijk bestaat uit baggerspecie dat door het verwerken en bouwen van de dijk sterk vermengd is. Door dit mengen kan men aannemen dat er geen sterk heterogene verdeling van contaminanten aanwezig is. De samenstelling van de proefdijk is daarom als sterk homogeen beschouwd. De gemiddelde concentraties kunnen dus als representatief beschouwd worden voor de bulksamenstelling van de proefdijk.

Aanvullend op de analyses uitgevoerd door Ecolas in 2001 zijn door ERM in 2003 tien slibmonsters van de proefdijk genomen en geanalyseerd op droge stof, organische stof, TBT en tin (Sn). De monsters zijn mengmonsters afkomstig van verschillende diepte intervallen. Het onderscheid in functie van de diepte is gemaakt om na te gaan of bodemvorming en verwerking een impact hebben op de afbraak van TBT. Deze evaluatie wordt verder in voorliggend rapport besproken

(hoofdstuk 6.5.2). De analyses zijn uitgevoerd door het door OVAM erkende laboratorium ERC te Aalst. De gemiddelde concentraties en standaarddeviatie voor TBT en Sn zijn weergegeven in volgende tabel.

Tabel 5.2.3 Slibanalyses proefdijk Magershoek, ERM 2003

Parameters	Gemiddelde	Standaarddeviatie
	mg/kg	mg/kg
Sn	14	2,9
TBT	0,03	0,01
Droge stof	69	5,4
Klei gehalte %	16	3,1
Organische stof %	7,9	2,0

TBT blijkt aanwezig te zijn in meetbare concentraties. Het gemiddelde droge stofgehalte en de standaarddeviatie zijn vergelijkbaar met de metingen van Ecolas uit 2001. De analysecertificaten zijn bijgevoegd in bijlage 1.

Naast de analysegegevens zijn er nog andere parameters die in het model dienen ingegeven te worden voor de karakterisatie van de proefdijk. Onderstaande tabel geeft een overzicht van deze parameters en de geselecteerde inputwaarde. Telkens is ook een motivatie gegeven.

Tabel 5.2.4 Inputwaarden van het model en motivatie

Parameter	Waarde	Motivatie
BODEM		
Temperatuur bodem	283°K (10°C)	Standaard waarde voor Vlier-Humaan, de normale gemiddelde temperatuur van de bodem
Densiteit bodem	1,6 kg/dm ³	Dit is een gemiddelde waarde voor een siltige klei en zandhoudende bodem
Porositeit (totaal)	0,4	Standaard waarde voor Vlier-Humaan, de normale gemiddelde porositeit van een siltige bodem
Fractie organisch materiaal	0,08	Op basis van de analysesresultaten
pH bodem	7	Normale waarde voor de proefdijk (metingen geven aan dat de dijk een neutrale pH heeft)
Volumefractie watergevulde poriën	0,2	Standaard waarde voor Vlier-Humaan, aanvaardbare waarde voor de proefdijk
Volumefractie luchtgevulde poriën	0,2	Standaard waarde voor Vlier-Humaan, aanvaardbare waarde voor de proefdijk
Lengte diffusieweg voor verdamping	0,75 m	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Dikte bodem-lucht grenslaag	0,005 m	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Evaporatieflux	0,0001 m/d	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
TERREIN		
Ruwheid oppervlakte	0,05 m	Waarde voor een landschap met weinig bomen, geen bebouwing en lage beplanting (grassen, kruiden)
Karman constante	0,4	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Hoogte luhtpluim	10 m	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Windsnelheid op hoogte	18000 m/h	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Gesuspendeerde deeltjes in	5,91.10 ⁻⁸ kg/m ³	Waarde voor dagrecreatie uit Vlier-Humaan

Parameter	Waarde	Motivatie
buitenlucht		
Begroeiing	gras	De dijken zullen hoofdzakelijk met grassen en kruiden begroeid worden
Bewerkte oppervlakte	onbewerkt	Er vindt geen landbouwactiviteit op de dijk plaats dus de bodem wordt niet bewerkt
Bewerkingsrichting	niet	Idem

De ingevoerde parameters voor de karakterisatie van het baggerspecie zijn niet sterk afwijkend van deze die voor de karakterisatie van een “normale” bodem gebruikt in het model worden gebruikt. De afwijkingen zijn aanvaardbaar.

5.3

BLOOTSTELLINGSROUTES

Zoals reeds aangehaald bij de bespreking van het conceptueel model van de proefdijk zijn volgende blootstellingsroutes van toepassing:

- Ingestie van baggerslib;
- Inhalatie van baggerslib;
- Dermaal contact met baggerslib;
- Inhalatie van bodemdampen;
- Ingestie van grondwater/oppervlaktewater;
- Opname door planten;
- Opname via planten door dieren;
- Opname via vlees door de mens;
- Opname via melk door de mens;
- Verspreiding via het grond/oppervlaktewater.

Voor enkele van deze blootstellingsroutes dienen nog aanvullende parameters in het model ingevoerd te worden, buiten deze typerend voor de bron en de receptoren.

Ingestie, inhalatie en dermaal contact met baggerslib en inhalatie van bodemdampen worden berekend aan de hand van de kenmerken van de bodem, het terrein en de receptoren. Hiervoor zijn geen bijkomende parameters nodig.

De bepaling van de blootstelling door **ingestie van grondwater** gaat er van uit dat de berekende concentratie in het poriënwater ook de concentratie in het grondwater is. Dit is een conservatieve aanname, maar binnen de conservatieve risico benadering wel aanvaardbaar voor de proefdijk. Namelijk, door de slechte doorlaatbaarheid van de baggerspecie blijft de dijk aanzienlijk veel water bevatten. Dit water is boven de regionale grondwatertafel aanwezig in de dijk. Dit water staat in evenwicht met het slib en men kan dus aannemen dat de oplosbare fractie van de verontreiniging in de bodem in dit water zal zijn opgelost. Indien men dit water zou aanwenden als drinkwater wordt men dus blootgesteld aan een maximale concentratie. In realiteit zal het water in de dijk niet gebruikt worden als drinkwater. Wel kan het niet geïnfiltreerde of mogelijk gedraineerd water aanwezig in plassen of grachten door dieren gedronken worden. Hierbij dient

echter wel rekening gehouden te worden met de verdunning door neerslag en niet verontreinigd oppervlakte- en grondwater.

De **opname door planten** wordt door tal van parameters bepaald. Deze worden gebundeld in de BCF die men uit de literatuur of uit veldmetingen kan bekomen. De BCF wordt enkel bepaald voor de zware metalen. Organische verbindingen worden quasi niet opgenomen door planten. Uit onderzoek is gebleken dat planten in bodems met zeer hoge PAK concentraties ook aangerijkt kunnen zijn aan PAK's. De concentraties in de proefdijk zijn echter te gering opdat deze opname relevant zou zijn in de evaluatie.

Het Instituut voor Natuurbehoud heeft bladanalyses uitgevoerd voor verschillende planten op de proefdijk. Door deze resultaten te correleren met de gemeten grondanalyses kan de BCF voor de betreffende plantensoort berekend worden. Onderstaande tabel geeft de gemiddelde analyseresultaten van de verschillende planten weer en de berekende BCF. De gemiddelde grondanalyses zijn weergegeven in tabel 5.3.1.

Tabel 5.3.1 Bladanalyses proefdijk Magershoek en berekende BCF-waarden

Plantensoort		Cd	Zn	Cu	Ni	Cr	asrest
		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	%
Akkerdistel	gemiddelde	5,1	97	15,5	<d	3,7	18,3
	standaardafwijking	0,7	22	3,8	<d	0,2	1,6
	BCF	0,43	0,17	0,17		0,02	
Glanshaver	gemiddelde	0,7	41	9,2	4,6	7,0	11,3
	standaardafwijking	0,3	6	2,8	1,0	3,2	0,7
	BCF	0,06	0,07	0,10	0,12	0,04	
Grote brandnetel	gemiddelde	<d	39	12,4	<d	<d	19,2
	standaardafwijking	<d	7	2,3	<d	<d	2,3
	BCF		0,07	0,14			
Reukloze kamille	gemiddelde	2,2	63	13,7	<d	<d	12,0
	standaardafwijking	0,5	7	3,0	<d	<d	0,5
	BCF	0,19	0,11	0,15			
Zeeaster	gemiddelde	3,3	79	11,0	<d	<d	11,9
	standaardafwijking	1,8	25	2,9	<d	<d	4,4
	BCF	0,27	0,14	0,12			
	gemiddelde alle planten	2,8	65	12,1	5,4	6,4	14,4
	standaardafwijking alle planten	1,9	27	3,7	1,5	3,1	4,1
	Gemiddelde BCF alle planten	0,237	0,123	0,136		0,031	

< d = beneden detectielimiet

De standaard BCF waarden die gebruikt worden in het Vlier-Humaan model bedragen voor Cd, Zn, Cu, Ni en Cr respectievelijk 0,7; 0,4; 0,1; 0,1 en 0,02. Voor Cd en Zn zijn de standaard model waarden een duidelijke overschatting van de reële opname door de planten op de proefdijk. Voor Cu en Cr zijn de modelwaarde gelijkaardig aan de berekende waarden op basis van de veldmetingen. Nikkel blijkt enkel door de glanshaver in detecteerbare concentraties opgenomen te worden. De standaard BCF waarde van 0,1 is van dezelfde grootteorde als deze van 0,12 voor de glanshaver.

De gemiddelde berekende BCF waarden zijn in het model ingegeven voor de metalen waar analyses voor beschikbaar zijn. Voor de metalen (arseen, kwik en lood) waar geen bladanalyses voor beschikbaar zijn, zijn de standaard BCF waarden van het model genomen. Verder in dit rapport zal nagegaan worden wat het effect is voor de opname via planten wanneer deze waarden groter zouden zijn (gevoeligheidsanalyse).

Bemerking:

Tin is niet mee geanalyseerd in de bladeren, noch is tin opgenomen in de database van het Vlier-Humaan model. Er zijn echter weinig gegevens bekend over de opname van tin door landplanten. In marien milieu is door het onderzoek op TBT relatief veel data beschikbaar over de opname door algen en andere mariene fauna. De RAIS-database geeft een waarde van 0,3 voor de opname door landplanten. Deze is dan ook aangewend in de berekeningen.

Naast de BCF zijn er nog enkele andere parameters die mee de **opname via planten door dieren** bepalen. Onderstaande tabel geeft de specifieke parameters voor de plant weer en de motivatie voor het gebruik van deze waarden.

Tabel 5.3.2 *Inputwaarden voor planten met motivatie*

Parameter	Waarde	Motivatie
PLANT		
Fractie droge stof stengel/blad	0,202	Standaard waarde voor Vlier-Humaan*
Fractie droge stof wortel	0,117	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Vegetatie opbrengst	0,6 kg/ds m ²	Waarde afkomstig van de meetcampagne van het Instituut voor Natuurbehoud
Gewas groeiperiode	180 dagen	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Fractie bladgewas tov totaal gewas	0,4	Standaard waarde voor Vlier-Humaan

* = De standaard waarde fractie droge is vergelijkbaar met de waarden uit de analyses van het IN en is daarom niet aangepast.

Naast de parameters die de massa plantenmateriaal over een bepaalde periode weergeven zijn er ook de karakteristieken van het vee dat de planten eet. Het voedingsgedrag van deze dieren is bepalend voor de opname van verontreinigende stoffen via planten. Onderstaande tabel geeft de waarde weer die de uiteindelijke dosis bepaalt die de dieren opnemen.

Tabel 5.3.3 *Inputwaarden voor plant/vee relatie met motivatie*

Parameter	Waarde	Motivatie
VEE		
Voedselopname door vee	8,3 kg vers/dag	Waarde voor schapen afkomstig uit studie "Grote grazers, zware metalen en heideterreinen**"

** = W.C. Mennes, M.J. Winkler (1992) *Grote grazers, zware metalen en heideterreinen: een onderzoek naar de risico's voor grazend vee van de verontreiniging van heideterreinen met lood en cadmium. Wetenschapswinkel Biologie Rapport 1992 - 132, Utrecht.*

De dierlijke producten **vlees en melk worden ook door de mens** gegeten en gedronken. Het vee vormt dus een tussenstadium voor de mogelijke opname van verontreiniging door de mens. De parameters die mee de concentratie in de dierlijke producten bepalen zijn weergegeven in volgende tabel.

Tabel 5.3.4 Inputwaarden voor vee met motivatie

Parameter	Waarde	Motivatie
VEE		
Fractie grondwater als drinkwater voor vee	0 (of 1)	Bij de eerste evaluatie wordt dit niet mee opgenomen, de opname van grondwater als drinkwater wordt verder besproken
Fractie oppervlakte water als drinkwater voor vee	0 (of 1)	Bij de eerste evaluatie wordt dit niet mee opgenomen, de opname van oppervlaktewater als drinkwater wordt verder besproken
Wateropname door vee	6 l/dag	Opnam door schapen grazend op zeer saline bodems (Canadese dienst voor de landbouw)
Fractie vet in vlees	0,35	Bron VLAM
Verblijfstijd vee op site	1825 dagen	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Gewicht vee	50 kg	Gemiddelde waarde voor een doorsnee schaap
Melkproductie	4 l/dag	Waarde voor schapen afkomstig uit studie "Grote grazers, zware metalen en heideterreinen"
Fractie vet in melk	0,3	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Ademhoogte vee	0,3 m	Gemiddelde ademhoogte van een schaap
Ingestie bodemdeeltjes vee	1 kg/dag	Waarde voor schapen afkomstig uit studie "Soil ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of Mid-Wales"
Ademvolume vee	6,8 l	Waarde voor schapen afkomstig uit studie "Grote grazers, zware metalen en heideterreinen*"

* = P.W. Abrahams & J. Steigmajer, Environmental Geochemistry and health 25: 17-24, 2003.

De **verspreiding van de verontreiniging** uit de baggerspecie naar en **via grond- en oppervlaktewater** dient bepaald te worden door het uitlooggedrag van de stoffen in de bodem. Met name de metalen zijn hier de belangrijkste parameters. Ze hebben vaak een zeer goede oplosbaarheid in water en zijn daardoor zeer mobiel in opgeloste fase. ERM heeft in het kader van deze uitloging pH-stat testen laten uitvoeren door het Laboratorium Fysico-Chemische geologie van de KULeuven. Deze testen laten toe om het uitlooggedrag van de metalen te bepalen bij verschillende pH's. Het laat tevens toe om een uitspraak te doen over de spontane evolutie van de beschikbaarheid van de metalen door de natuurlijke aanzuring van de bodem. De tests worden in een apart hoofdstuk besproken.

De evaluatie van de beschikbaarheid voor uitloging van de metalen is een toevoeging aan het Vlier-Humaan model. De uitlogingsevaluatie houdt rekening met een tijdsfactor en evolutie van de verontreiniging. Dit gebeurt niet voor de bepaling van het humane risico zoals reeds besproken in het hoofdstuk over de aannames van het Vlier-Humaan model.

5.4 RECEPTOREN

De relevante receptoren die potentieel beïnvloed kunnen worden door de verontreiniging in de baggerspecie zijn:

- De vegetatie op de dijk;
- Het vee dat graast op de dijk;
- Mensen die aanwezig zijn op de dijk;
- Naburige oppervlakte en grondwaters.

De vegetatie:

Zoals reeds besproken wordt de invloed van de samenstelling van de baggerspecie op de begroeiing onderzocht door het Instituut voor Natuurbehoud (IN) en het Labo voor Bosbouw. De effectieve impact hiervan wordt bepaald aan de hand van proefopstellingen en de opvolging van de verschillende aangeplante plantensoorten. De evaluatie hiervan maakte geen deel uit van de ecotoxicologische studie die door ERM is uitgevoerd. Wel diende de opname en de accumulatie van de verontreiniging door de planten bepaald te worden omdat de vegetatie op zich een relevante bron voor opname door het vee op de dijk kan vormen.

Het vee:

Schape worden bij de evaluatie gezien als potentiële receptoren. De parameters die bepalend zijn voor de rechtstreekse en onrechtstreekse opname van verontreiniging door het vee zijn reeds aangegeven bij de bespreking van de blootstellingsroute opname van vlees en melk. De dosis opgenomen verontreiniging door het dier die bepaald wordt voor de berekeningen van de concentraties verontreiniging in vlees en melk, kunnen aangewend worden voor de evaluatie van het mogelijke nadelige effect van de stoffen op de dieren.

De dosissen worden bepaald op basis van de tijd dat een dier zich op de verontreinigde site bevindt. In de volgende tabel is de tijdsindeling van het vee op de site weergegeven.

Tabel 5.4.1 Tijdsindeling vee

Tijdsindeling	winter	zomer
maanden/jaar (m/j)	4	8
dagen buiten/week (d/w)	0	7
uren buiten (u/d)	0	24

Het Vlier-Humaan model is oorspronkelijk ontworpen om enkel de toetsing uit te voeren voor mensen als eindreceptor. Het model bevatte daarom geen referentie toetsingswaarden voor dieren. Deze berekende dosissen dienen getoetst te worden aan de referentiedosissen ter bepaling van het mogelijke risico. ERM heeft als toetsingswaarden de NOAEL-waarden uit de literatuur aangewend. Onderstaande tabel geeft voor de gemodelleerde stoffen de teruggevonden NOAEL-waarden weer.

Tabel 5.4.2 *NOAEL invoergegevens*

Stof	NOAEL (mg/kg dag)
Benzeen	26,4
Tolueen	26
Ethylbenzeen	97
Xylenen	1030
Arseen	0,126
Cadmium	1
Chroom (III)	2740
Koper	11,7
Kwik	1
Lood	8
Nikkel	40
Zink	160
Tin	23,4
Naftaleen	10
Acenafteen	175
Anthraceen	100
Fluorantheen	13,2
Pyreen	75
Benzo(a)anthraceen	1

De mens:

De mens is uiteindelijk de eindreceptor voor wat betreft de blootstelling aan de verontreinigde baggerspecie. Deze blootstelling gebeurt zowel rechtstreeks als onrechtstreeks. De dosissen die door de mens opgenomen worden, worden bepaald door het gebruik van de site door de mens en door de eigenschappen van de mens zelf (zowel rechtstreeks als onrechtstreeks). Het gebruik van de site is afhankelijk van de bestemming die er aan gegeven wordt. Zo zullen de finale proefdijken een recreatief gebruik hebben. Het recreatieve gebruik wordt gekenmerkt door een korte verblijftijd met een relatief hoge blootstelling. Er worden namelijk vaak fysieke inspanningen geleverd in recreatie gebied (joggen, wandelen, fietsen, sporten, ...). Hierdoor wordt er meer ingeademd en is de opname via inhalatie en ook ingestie groter. Ook kinderen komen door het spelen kortstondig meer in contact met bodemdeeltjes dan normaal.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de tijdsindeling van de mens in het recreatiegebied (gebaseerd op dagrecreatie uit Vlier-Humaan). De weergegeven tijdsindeling is standaard voor dagrecreatie in het Vlier-Humaan model. Tevens is de opname van bodemdeeltjes mee opgenomen.

Tabel 5.4.3 Tijdsindeling mens

Tijdsindeling	Volwassenen		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
maanden/jaar (m/j)	6	6	0	6
werkdagen/week (d/w)	5	5	5	5
niet werkdagen/week (d/w)	1	1	1	1
uren buiten/werkdag (u/d)	2	4	2	6
uren binnen/werkdag (u/d)	0	0	0	0
uren buiten/niet werkdag (u/d)	2	4	2	6
uren binnen/niet werkdag (u/d)	0	0	0	0
uren slapen/dag (u/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein/dag (u/d)	0	0	0	0
Opname				
Ingestie bodemdeeltjes volwassene	2,00.10 ⁻⁴ kg/dag			
Ingestie bodemdeeltjes kind	2,00.10 ⁻⁴ kg/dag			

Naast de tijdsindeling en de opname van bodemdeeltjes specifiek gebonden aan het bodemgebruik zijn er ook de parameters die de kenmerken van de mens weergeven. Deze zijn hieronder weergegeven samen met de verantwoording van de keuze van de gebruikte waarde.

Tabel 5.4.4 Invoergegevens mens

HUMAAN		
Ademhoogte volwassene	1,5 m	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Ademhoogte kind	1,0 m	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Lichaamsgewicht volwassene	70 kg	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Lichaamsgewicht kind	15 kg	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Huid bedekt met stof, buiten, volwassene	0,0375 kg/m ²	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Huid bedekt met stof, buiten, kind	0,0051 kg/m ²	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Huid bedekt met stof, binnen, volwassene	0,00056 kg/m ²	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Huid bedekt met stof, binnen, kind	0,00056 kg/m ²	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Verbruik groenten volwassene	0,345 kg/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Verbruik groenten kind	0,15 kg/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Verbruik vlees volwassene	0,14 kg/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Verbruik vlees kind	0,07 kg/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Verbruik melk volwassene	0,3 l/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Verbruik melk kind	0,5 l/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Lichaamsoppervlakte volwassene	1,8 m ²	Standaard waarde voor Vlier-Humaan

HUMAAN		
Lichaamsoppervlakte kind	0,95 m ²	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Ingestie van drinkwater volwassene	2 l/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Ingestie van drinkwater kind	1 l/dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Ademvolume volwassene	40 m ³ /dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Ademvolume kind	7,6 m ³ /dag	Standaard waarde voor Vlier-Humaan
Fractie verontreinigd vlees	0,001	Schapenvlees verschijnt zelden op het menu, wanneer aangenomen wordt dat 0,1 % van het totale vleesgebruik afkomstig is van de schapen op de dijk, zal dit zeker geen onderschatting zijn.
Fractie verontreinigde melk	0,001	Idem voor de schapenmelk

De inputparameters voor indelingen Site, Gebouw en Badkamer zijn niet van toepassing voor de proefdijk. Deze hebben dan ook geen invloed op de verdere berekeningen.

De dosis die berekend wordt voor de mens op basis van de in dit hoofdstuk aangehaalde parameters wordt uiteindelijk getoetst aan een referentie waarde (TDI, TLC, NOAEL). Bij deze toetsing wordt de verhouding bepaald van de berekende dosis over de referentiewaarde. Dit wordt uitgedrukt als de Risico-Index (RI).

$$RI = \text{dosis}/TDI$$

Wanneer de risico-index kleiner is dan één dan spreekt men van geen risico. Wanneer deze groter is dan één dan bestaat er een kans dat de receptor nadelig beïnvloed wordt door de verontreiniging, is er mogelijk een risico. Men dient deze toetsing wel voldoende voorzichtig te benaderen. De risico index geeft slechts een indicatie van een mogelijk probleem. Het wil niet zeggen dat wanneer deze groter is dan 1 er ZEKER een risico is. Men kan de volgende evaluatie aanhouden bij de interpretatie van de risico-index:

- $1 < RI < 10$: Er is mogelijk een risico aanwezig. Aan de hand van de resultaten kan nagegaan worden waardoor dit risico veroorzaakt wordt en op welke wijze dit met bijkomend onderzoek of verfijning van het model nauwkeuriger kan bepaald worden.
- $10 < RI < 100$: Er is een grote kans dat er een risico aanwezig is. Er dient nagegaan te worden welke de specifieke blootstellingsroutes zijn die dit risico veroorzaken en welke maatregelen eventueel noodzakelijk zijn.
- $100 < RI$: Er is een risico aanwezig. Preventiemaatregelen dringen zich op.

Een risico-evaluatie aan de hand van een modellering geeft enkel indicaties over de processen die aanwezig zijn en hun effect op de omgeving. Net zoals alle

andere modelleringen zijn de resultaten van het model niet absoluut, zij zijn indicatief en geven informatie die de mogelijkheid biedt om gericht te handelen.

6. DE MODELLERING

In de modellering worden verschillende scenario's uitgewerkt. Deze laten toe om een evaluatie te kunnen maken van de relevante en minder relevante stoffen-, site-, gebruiks- en receptor kenmerken.

6.1 STANDAARD SCENARIO: DAGRECREATIE

6.1.1 Inleiding

Het standaard scenario gaat uit van het standaard bodemgebruik dagrecreatie zoals opgenomen in het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties" uitgegeven door OVAM. De invoerparameters zijn deze zoals in de vorige hoofdstukken besproken. Bij het gebruik dagrecreatie wordt geen rekening gehouden met de opname via vlees en groenten van dieren op de site. Deze blootstellingsroutes worden in het volgende hoofdstuk mee opgenomen bij het scenario dagrecreatie.

De gemiddelde concentraties zijn berekend op basis van de grondanalyse resultaten van het Ecolas onderzoek uit 2001 en de grondanalyse resultaten van de door ERM verzamelde monsters uit 2003. Deze concentraties zijn ingevoerd voor de drie diepte intervallen voorzien in het model. Zoals reeds aangehaald is dit een aanvaardbare aanname omdat de samenstelling van proefdijk als homogeen kan beschouwd worden.

Een samenvatting van de invoerparameters en de berekende waarden is weergegeven in bijlage 2.

6.1.2 Bevindingen

De bevindingen van de modellering worden eerst besproken per blootstellingsroute en vervolgens per risico-index.

Blootstellingsroutes

De modellering geeft aan dat de ingestie van bodemdeeltjes de belangrijkste blootstellingroute is. Voor de meeste componenten wordt het grootste aandeel van de opgenomen dosis veroorzaakt door de ingestie van bodemdeeltjes. Bij volwassenen ligt dit voor de meeste componenten tussen de 63 en 99%, bij kinderen tussen de 50 en 100 % van de opname.

Voor BTEX, de kortere minerale olie fracties en enkele PAK's ligt dit percentage lager. Dit is te wijten aan het meer vluchtige karakter van deze stoffen. Het aandeel van ingestie in de totale opname ligt tussen 2,4 en 30 % voor volwassenen en tussen 5 en 50 % voor kinderen. Voor deze stoffen vormt voor volwassenen de opname door inhalatie van bodemdampen het grootste deel van de dosis (tussen 55 en 97 %). Voor kinderen is dit niet het geval. Het aandeel van inhalatie voor kinderen ligt tussen 3,9 en 39%.

Dermaal contact met bodemdeeltjes blijkt voor volwassenen nog een relevante blootstelling te zijn (1,4 en 53%). Bij kinderen is dit aandeel veel kleiner (tussen 1,7 en 18%). Dit is te wijten aan het verhoudingsgewijs geringere aandeel van de opname via ingestie bij volwassenen. Hierdoor wordt er een groter aandeel opgenomen via inhalatie.

Inhalatie van bodemdeeltjes blijkt voor zowel kinderen als volwassenen slechts een zeer beperkte blootstellingsroute te zijn.

Risico-indexen

Vertrekkende van de gemiddelde grondconcentraties zijn er voor BTEX, TBT, minerale olie, PCB's en PAK geen overschrijding van de respectievelijke TDI waarden aangetoond. De risico-indexen overschrijden voor deze stoffen de grens van 1 niet.

Er is enkel een verhoogde risico-index aangetoond voor arseen, chroom en lood. De risico-indexen bedragen respectievelijk 1,19, 1,88 en 1,15. Dit zijn slechts zeer lichte overschrijdingen van de grenswaarde 1. Er is dus een indicatie dat arseen, chroom en lood op termijn mogelijk een risico kunnen vormen. Echter is de modellering een conservatieve benadering en dient deze overschrijding gezien te worden als een indicatie dat deze drie metalen de risico drijvende stoffen zijn.

Onder risico-drijvende stoffen worden de stoffen beschouwd die aanwezig zijn in de bron (zijnde de baggerspecie) en voor het specifiek gemodelleerde scenario de hoogst berekende risico-indexen hebben. Deze stoffen vormen ook het grootste risico voor nadelige effecten naar de receptoren toe in vergelijking met de ander aanwezige stoffen.

Voor de andere zware metalen (cadmium, koper, kwik, nikkel, zink en tin) is geen overschrijding van de grenswaarde 1 door de berekende risico-indexen bepaald.

6.2 *SCENARIO DAGRECREATIE UITGEBREID*

6.2.1 *Inleiding*

Omdat het gebruik van de proefdijk niet enkel door recreanten zal geschieden, maar ook gebruikt zal worden door schapen om te grazen, is de blootstelling naar en via schapen in het uitgebreide scenario dagrecreatie mee opgenomen. Voor de schapen wordt er ook vanuit gegaan dat ze net zoals de mensen rechtstreeks aan de verontreiniging worden blootgesteld en daarnaast ook onrechtstreeks via de vegetatie en via het drinken van oppervlakte en grondwater. Voor de berekeningen is er van uitgegaan dat het oppervlaktewater en het grondwater dat gedronken wordt in evenwicht is met de verontreiniging in de bodem. Dit is een overschatting omdat het oppervlaktewater vaak verdund is door neerslag. Voor grondwater is dit een eerder realistische aanname.

De standaard blootstellingstermijnen van het scenario dagrecreatie zijn ook aangepast zodat deze meer zullen overeenkomen met het reële recreatieve gebruik. De volgende aanpassingen zijn uitgevoerd:

- Het aantal dagen in het weekend dat mensen op de dijk aanwezig zijn is teruggebracht van 2 naar 1;
- Het aantal uren dat volwassenen buiten op de dijk per dag op de dijk aanwezig zijn is voor de zomer van 2 naar 4 en voor kinderen in de winter van 0 naar 2 gebracht.

De modellering gaat er van uit dat de mensen die zowel de site voor dagrecreatie gebruiken ook de dierlijke producten consumeren. Dit zal in de meeste gevallen niet zo zijn, maar deze cumulatie laat toe om het aandeel via opname van dierlijke producten te vergelijken met de andere blootstellingsroutes.

De gemiddelde concentraties zijn berekend met de grondanalyseresultaten van het Ecolas onderzoek uit 2001 en de grondanalyseresultaten van de door ERM verzamelde monsters uit 2003. Deze concentraties zijn ingevoerd voor de drie diepte intervallen voorzien in het model. Zoals reeds aangehaald is dit een aanvaardbare aanname omdat de samenstelling van proefdijk als homogeen kan beschouwd worden.

Een samenvatting van de invoerparameters en de berekende waarden is weergegeven in bijlage 2.

6.2.2

Bevindingen

De bevindingen van de modellering worden eerst besproken per blootstellingsroute en vervolgens per risico-index.

Blootstellingsroutes

Wanneer de blootstellingroute “opname van dierlijke producten (vlees en melk)” mee berekend wordt in de blootstelling van mensen, dan blijkt dat de aandelen in de totale opname van de verschillende blootstellingsroutes meer verdeeld wordt tussen deze blootstellingsroutes. Dit geldt vooral voor de organische verbindingen. Deze worden sterk geconcentreerd in de dierlijke producten. Met name omdat schapenvlees en melk een relatief hoog vetgehalte hebben en organische verbindingen vooral in het vet worden opgeslagen. Voor de metalen blijft opname via ingestie van bodemdeeltjes de belangrijkste blootstelling voor volwassenen tussen 56 en 97 % en rond de 100 % voor kinderen van de totale opname per metaal. De opname door verontreinigd vlees bedraagt voor de BTEX componenten tussen 72 en 82 % voor volwassenen en tussen 65 en 73 % bij kinderen. Voor minerale olie en de PAK componenten is dit aandeel bij volwassenen tussen 67 en 98 % en bij kinderen tussen 20 en 97 %. De verdeling van de opname voor TBT en PCB is vergelijkbaar met deze van de PAK-componenten. De inhalatie van bodemdampen is enkel van belang voor de zeer vluchtige componenten zoals BTEX (tussen 11 en 27 % voor volwassenen en tussen 4 en 14 % voor kinderen) en de kortere minerale olie fracties (tussen 12 en 70 % voor volwassenen en tussen 5 en 26 % voor kinderen).

Wanneer de schapen als eindreceptor beschouwd worden dan blijkt dat ook voor deze dieren de opname via ingestie van bodemdeeltjes de belangrijkste blootstelling vormt. Enkel de BTEX-componenten zijn hierop een uitzondering. Voor de metalen gebeurt de opname voor ongeveer 50 tot 99 % door ingestie. Bij minerale olie (langere ketens) schommelt dit rond de 95%. Voor de PAK-componenten is dit sterk afhankelijk van de oplosbaarheid van de stof. Voor de slecht oplosbare PAK-componenten is het aandeel van de opname door ingestie ongeveer 70 tot 94%. Terwijl het aandeel door opname via ingestie voor de beter oplosbare PAK-componenten tussen 1 en 8% ligt. De opname via voedsel (planten) is het grootst voor de BTEX en de korte aromatische minerale olie fracties. Het aandeel van opname via voedsel voor deze stoffen ligt tussen 60 en 85 %. Ook voor de metalen is opname via voedsel een belangrijk aandeel (tussen 5 en 50%). De derde belangrijkste blootstellingsroute voor dieren is deze waarbij verontreinigd water (oppervlakte of grondwater) wordt gedronken. Deze opname is vooral voor de goed oplosbare stoffen belangrijk waarbij PAK's (tot 99% van de totale opname) en BTEX (tot 33% van de totale opname) zeer belangrijk zijn. Ook enkele metalen worden in relevante hoeveelheden via water opgenomen.

Risico-indexen

Voor de gemiddelde grondconcentraties zijn er voor BTEX, TBT, PCB's en PAK's geen overschrijding van de respectievelijke TDI waarden aangetoond voor mensen. De risico-indexen overschrijden voor deze stoffen de grens van 1 niet.

Er is enkel een verhoogde risico-index aangetoond voor arseen, chroom en lood voor opname door mensen. De risico-indexen bedragen respectievelijk 1,12, 1,78 en 1,03. Dit zijn slechts zeer lichte overschrijdingen van de grenswaarde 1. Er is dus een indicatie dat arseen, chroom en lood op termijn mogelijk een risico kunnen vormen. Ook blijkt de fractie minerale olie C₈ – C₁₀ aromatisch een geringe overschrijding (1,43) van de risico-index 1 te hebben. Deze overschrijding is te wijten aan de grotere opname van aromaten via de consumptie van schapenvlees. De aromaten en dan vooral de goed oplosbare en slecht afbreekbare worden geaccumuleerd in het vlees en zo via consumptie opgenomen door de mens. De modellering is een conservatieve benadering en daarom dienen deze overschrijding gezien te worden als een indicatie dat deze stoffen de risico drijvende componenten zijn.

De berekende risico-indexen voor de metalen liggen iets lager dan bij het standaard scenario dagrecreatie (zie pag. 39). Dit is een gevolg van de kortere termijn waarop de mensen aanwezig zijn op de dijk (1 in plaats van 2 dagen in het weekend). Deze meer realistische benadering heeft dus geen grote invloed op de totale opname van metalen. Ter controle is nagegaan wat de waarde van de risico-indexen voor metalen zou zijn met de standaard tijdsindeling. Deze berekeningen geven dan exact dezelfde risico-indexen, als bepaald voor het standaard scenario dagrecreatie, worden bekomen (respectievelijk arseen 1,19, chroom 1,88 en lood 1,15). De opname via dierlijke producten heeft dus geen merkbare invloed op de totale dosis opgenomen metalen.

Voor de andere metalen (cadmium, koper, kwik, nikkel, zink en tin) en minerale olie componenten is geen overschrijding van de grenswaarde 1 door de berekende risico-indexen bepaald.

Er zijn geen verhoogde risico-indexen voor het vee (schapen) berekend. Voor een deel van de stoffen is geen toetsing kunnen worden uitgevoerd, omdat er geen NOAEL waarden gekend zijn.

6.3 *GEVOELIGHEIDSANALYSE*

6.3.1 *Inleiding*

Een model wordt opgebouwd uit verschillende parameters die trachten de reële situatie weer te geven. Sommige van deze parameters kunnen op het terrein of in het labo bepaald worden aan de hand van analyses. Andere parameters dienen bepaald te worden op basis van literatuur gegevens of aannames. Daarnaast zijn er bepaalde kenmerken die kunnen variëren binnen de vooropgestelde aannames van het conceptueel model.

Om na te gaan wat de invloed is van de verschillende invoerwaarden is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Voor de gevoeligheidsanalyse worden een aantal invoerparameters geselecteerd waarvoor er binnen de modellering een variatie mogelijk is. Voor deze parameters wordt dan een realistisch interval ingegeven in het model. Met behulp van het Crystal-Ball programma kunnen dan een aantal willekeurige waarden uit dit interval worden geselecteerd. Voor elk van de waarden berekent het model de output. De verschillende resultaten geven de verdeling weer van de output, zijnde de risico-indexen. De grootte van deze verdeling geeft dan aan wat de invloed is van de betreffende parameter binnen de modellering.

6.3.2 *Geselecteerde parameters*

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de verschillende invoerparameters waarvoor een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd. Telkens is ook een motivatie gegeven waarom deze parameter gekozen is en wordt het gekozen interval weergegeven. Om de invloed van de invoerparameters te bepalen is telkens gekeken naar de spreiding die bekomen wordt op de risico-indexen

De risico-indexen waarop de invloed wordt nagegaan zijn:

- Benzeen (mens en vee);
- Arseen (mens en vee);
- Chroom (mens);
- Cadmium (vee);
- Lood (mens en vee);
- Minerale olie C8-C10 aromatisch (mens);
- Naftaleen (mens en vee);
- Pyreen (vee);

- Benzo(a)pyreen (mens).

Tabel 6.3.1 Invoerwaarden en verdeling voor de bodem met motivatie

Parameter	Motivatie	Interval
Densiteit bodem	Door bijmenging met zand voor stabiliteitsredenen of door de aanwezigheid van een hoog organische stof gehalte kan de densiteit van de bodem variëren	1,4 – 1,8 kg/dm ³
Porositeit - watergevulde poriën - lucht gevulde poriën	De porositeit van de baggerspecie is sterk afhankelijk van de compactie en de samenstelling van de specie. Hier kan dus variatie in voorkomen. Daaraan gerelateerd varieert de verhouding water en lucht gevulde poriën natuurlijk ook.	0,2 – 0,5 0,02 – 0,4 0,1 – 0,4
Fractie organisch materiaal	De hoeveelheid organisch materiaal kan om verschillende redenen variëren: bijmenging zand, groot percentage kleifracie, ...	0,005 – 0,1
pH	Op termijn kan de pH van de bodem aanzuren. Of bij de aanleg kan kalk toegevoegd worden om de bodem te verstevigen of voor ontwatering	5 – 9
Lengte diffusieweg Dikte bodem-lucht grenslaag	Beide parameters hebben betrekking op de verdamping van gassen uit de bodem. Door toenemende compactie of door krimp scheuren kunnen deze parameters variëren.	0,25 – 1,5 m 0,001 – 0,01 m
Ruwheid oppervlakte	Wanneer de dijken omgevormd worden tot bos of wanneer er door omstandigheden geen begroeiing aanwezig is zal het oppervlakte meer of minder ruw zijn	0,01 – 0,2 m
Gesuspendeerde deeltjes in buitenlucht	Door sterke verwaaiing en bij weinig begroeiing kunnen er meer deeltjes met de wind worden opgenomen.	4.10 ⁻⁸ – 1,2.10 ⁻⁷ kg/m ³
Vegetatie opbrengst	Deze is afhankelijk van de plantensoorten, samenstelling baggerspecie en klimaat	0,1 – 0,8 kg ds/m ²

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de resultaten van de gevoeligheidsanalyse voor de verschillende invoerparameters.

Tabel 6.3.2 Overzicht evaluatie gevoeligheidsanalyse

Parameter	RI Vee						RI Mens						
	Benzeen	Arsen	Cadmium	Lood	Naftaleen	Pyreen	Benzeen	Arsen	Chroom	Lood	Minerale olie (C8-C10 arom)	Naftaleen	Benzo(a)pyreen
Densiteit	GV	GV	GV	GV	GV	BV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV
Porositeit - watergevulde poriën - lucht gevulde poriën	V	GV	GV	GV	V	V	GV	GV	GV	GV	BV	GV	GV
Fractie organisch materiaal	V	GV	GV	GV	V	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV
pH	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV
Lengte diffusieweg Dikte bodem-lucht grenslaag	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV

Parameter	RI Vee						RI Mens						
	Benzeen	Arsen	Cadmium	Lood	Naftaleen	Pyreen	Benzeen	Arsen	Chroom	Lood	Minerale olie (C8-C10 arom)	Naftaleen	Benzo(a)pyreen
Ruwheid oppervlakte	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV
Gesuspendeerde deeltjes in buitenlucht	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	BV
Vegetatie opbrengst	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV

GV = Geen variatie (verschil tussen berekende minimum en maximum waarden < 10%)

BV = Beperkte variatie (verschil tussen berekende minimum en maximum waarden tussen 10% en 50%)

V = Variatie (verschil tussen berekende minimum en maximum waarden tussen 50% en 100%)

SV = Sterke variatie (verschil tussen berekende minimum en maximum waarden > 100%)

De gevoeligheidsanalyse geeft aan dat de geselecteerde parameters die de karakteristieken van de bodem en het terrein weergeven weinig tot een beperkte invloed hebben op de eindberekeningen van de risico-indexen. Men ziet wel dat de opname door het vee in sterke mate wordt beïnvloed door de bodem- en terreinkenmerken.

De grootste variatie wordt teruggevonden bij benzeen en naftaleen bij het vee en benzeen, minerale olie (C8-C10 aromaten) en benzo(a)pyreen bij de mens. Voor het vee en de mens is dit vermoedelijk te verklaren door het vluchtige karakter van de twee stoffen. Wanneer de bodem wat meer poreus is en er minder organisch materiaal aanwezig is vindt er minder absorptie plaats. Deze stoffen kunnen makkelijker vervluchtigen en opgenomen worden door dieren. Bij de mensen heeft de grotere variatie bij benzeen, minerale olie (C8-C10 aromaten) en benzo(a)pyreen ook te maken met het feit dat het vluchtigere organische verbindingen zijn (zeker benzeen en minerale olie (C8-C10 aromaten), benzo(a)pyreen is echter weinig vluchtig), en de zeer hoge toxiciteit van de stoffen. Benzo(a)pyreen en benzeen zijn beide carcinogenen en hebben een zeer lage toelaatbare dosis. Wanneer nu een kleine variatie van de dosis optreedt, dan heeft dit grotere gevolgen in de RI berekening dan bij een andere stof met een hogere TDI.

De gegevens en output van de gevoeligheidsanalyse zijn weergegeven in bijlage 3.

6.3.3

Conclusie

De gevoeligheidsanalyse geeft aan dat de eigenschappen van de bodem (baggerspecie) slechts een beperkte invloed hebben op de uiteindelijke risico's voor mens en dier. Dit in tegenstelling met de aannames en motivatie weergegeven in het vorige hoofdstuk. Compactie en consistentie van de bodem verlagen de risico's omdat de verontreinigende stoffen beter gebonden blijven in de bodem en dus minder beschikbaar zijn voor opname. Een verhoogd organisch stofgehalte beperkt de opname van organische verbindingen. Deze binden met het organisch materiaal waardoor ze minder beschikbaar zijn voor opname.

6.4.1

Inleiding

Naast de bodem en terrein-specifieke parameters zijn er nog tal van andere parameters die niet zo eenduidig bepaald zijn. Deze hebben vooral betrekking op het gebruik van de dijk en de receptoren zelf.

ERM heeft deze parameters als volgt opgedeeld:

Bodem:

- Variaties in de grondconcentraties.

Planten:

- Variaties in de BCF voor de verschillende soorten;
- Variatie in de groeiperiode voor verschillende soorten.

Vee (schapen):

- Verschillen in de fractie opgenomen verontreinigd water;
- Verschillen in het vetgehalte van vlees en melk;
- Variaties in de verblijftijd op de dijken.

De mens:

- Variaties in de verblijftijd op de dijken;
- Variaties in het ademvolume (sport tov ontspanning);
- Mogelijk opname van verontreinigd water;
- Variaties in achtergrondconcentraties.

Vertrekkende van het scenario dagrecreatie uitgebreid zal voor elk van deze parameters een interval van de waarden worden ingegeven. Dit interval zal dan gemodelleerd worden om de invloed hiervan op de uiteindelijke totale opname te kunnen bepalen.

6.4.2

Bodem

De grondanalyses van de proefdijk op de Magershoeck hebben zowel wat betreft de gegevens van Ecolas (2001) en ERM (2003) lichte variaties in de gemeten concentraties aangetoond. Wanneer gekeken wordt naar analyses van baggerspecie afkomstig van andere locaties of van mechanisch ontwaterde baggerspecie dan ziet men nog grotere variaties in deze samenstellingen.

De vier volgende verdelingen zijn ingevoerd in het model:

1. Een normaalverdeling bepaald op basis van de analyses uit 1999 en 2003 van het baggerslib van de Proefdijk;
2. Een normaalverdeling op basis van de analyses uit de volgende onderzoeken:
 - Evaluatie baggerspecie door BETECH, 2000 afkomstig van:

- Het lengte traject tussen de Berendrechtsluis en het insteekdok van Solvay;
 - Het Hanzadok kaai 405B van 8-10/30;
 - Het Kanaaldok B2 kaai 667/50-70;
 - Het Kanaaldok B2 kaai 669 tot 60m uit de wal;
 - Het Kanaaldok B2 van de Lillobrug tot GATX;
 - Het Kanaaldok B2 kaai 669 tot 50 à 60 uit de wal;
 - De Zwaai kom Zandvliet- en Berendrechtsluis.
- Baggerspecie staalnamecampagne vergunningsaanvraag Delwaidedok (1996-1999).
3. Een normaalverdeling op basis van de analyseresultaten van Mechanisch Ontwaterd Slib (MOS);
 4. Een evaluatie op basis van de maximale gemeten slibconcentraties in de Antwerpse haven, uitgezonderd “black spots”.

De normaalverdeling van de analyses van de Proefdijk

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de berekende normaalverdelingen op basis van de analyseresultaten van de baggerspecie waaruit de proefdijk op de Magershoek is opgebouwd.

Tabel 6.4.1 *Verdeling slibanalyses proefdijk Magershoek*

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Aantal Monsters
	mg/kg	mg/kg	
Arseen	52	11	3*
Cadmium	12	2,5	3*
Chroom	170	35	3*
Koper	91	22	3*
Kwik	2,7	0,64	3*
Lood	157	35	3*
Nikkel	40	9,3	3*
Zink	567	121	3*
Minerale olie	433	208	3*
Naftaleen	0,28	0,13	3*
Benzo(a)pyreen	0,57	0,22	3*
Fenantreen	0,31	0,26	3*
Fluorantheen	0,83	0,27	3*
Benzo(a)anthraceen	0,44	0,17	3*
Chryseen	0,39	0,32	3*
Benzo(b)fluorantheen	0,69	0,25	3*
Benzo(k)fluorantheen	0,32	0,12	3*
Benzo(ghi)peryleen	0,45	0,18	3*
Indeno(123-cd)pyreen	0,54	0,23	3*
Sn	14	2,9	10
TBT	0,03	0,01	10

* = deze drie monsters zijn mengmonsters samengesteld uit slibmonsters van telkens 2 boringen.

Deze normaalverdelingen zijn ingegeven in het Vlier-Humaan model voor uitgebreide dagrecreatie. De output geeft een meer reële situatie weer van wat de impact kan zijn van verhoogde concentraties gemeten in de slibmonsters van de proefdijk. De evaluatie voor deze stoffen wordt bepaald door de variatie in de RI van de betreffende stof.

Onderstaande tabel geeft de stoffen weer waarvoor een overschrijding van de risico-index waarde 1 is aangetoond op basis van de ingevoerde normaalverdelingen voor grondconcentraties. Telkens is de berekende gemiddelde waarde, de standaarddeviatie en de minimum en maximum waarde voor de risico-index weergegeven.

Tabel 6.4.2 *Berekende risico-indexen voor het slib van de proefdijk*

Stof	Verdeling	Waarden	Grafiek
Risico-indexen Vee			
Arseen	Gemiddelde	0,64	
	Standaarddeviatie	0,13	
	Minimum	0,22	
	Maximum	1,07	
Risico-indexen Mens			
Arseen	Gemiddelde	1,12	
	Standaarddeviatie	0,09	
	Minimum	0,82	
	Maximum	1,44	
Chroom	Gemiddelde	1,79	
	Standaarddeviatie	0,12	
	Minimum	1,42	
	Maximum	2,12	
Lood	Gemiddelde	1,03	
	Standaarddeviatie	1,66	
	Minimum	0,42	
	Maximum	1,56	
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	Gemiddelde	1,43	
	Standaarddeviatie	0,14	
	Minimum	0,006	
	Maximum	1,85	
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ aromatisch)	Gemiddelde	0,67	
	Standaarddeviatie	0,12	
	Minimum	0,11	
	Maximum	1,02	
Benzo(a)pyreen	Gemiddelde	0,72	
	Standaarddeviatie	0,27	
	Minimum	0,04	
	Maximum	1,73	

Rode streeplijn geeft risico-index 1 aan

De gebruikte normaalverdeling voor de grondconcentraties in de baggerspecie van de proefdijk, resulteren ook in een normaalverdeling voor de berekende risico-indexen. Deze berekende verdelingen voor de risico-indexen kennen een beperkte

spreiding. Dit wil zeggen dat de gemeten variaties in de grondconcentraties van de proefdijk slechts een beperkte invloed hebben op de impact op mens en dier.

De modellering waar enkel de gemiddelde grondconcentraties voor aangewend zijn, geeft aan dat voor het vee arseen en voor mensen arseen, chroom, lood en minerale olie (C8-C10 aromaten) de risico-drijvende stoffen zijn. De modellering met de berekende normaalspreiding van de grondanalyses geeft aan dat voor mensen bijkomend minerale olie (C10-C12 aromaten) en benzo(a)pyreen mogelijk een invloed kunnen hebben op het welzijn. Voor de dieren zijn er geen bijkomende risico-drijvende stoffen bepaald.

Voor chroom ligt de berekende minimum risico-index boven de grenswaarde van 1. Voor de andere parameters is het minimum van de berekende risico-indexen kleiner dan 1. Volgende tabel geeft een overzicht van de verdeling van het aantal berekende risico indexen boven en onder de grenswaarde van 1.

Tabel 6.4.3 *Spreiding van de berekende risico-indexen voor de proefdijk*

Stof	Verdeling	Percentage
Risico-indexen Vee		
Arseen	> 1	5%
	< 1	95%
Risico-indexen Mens		
Arseen	> 1	80%
	< 1	20%
Lood	> 1	55%
	< 1	45%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	> 1	95%
	< 1	5%
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ aromatisch)	> 1	5%
	< 1	95%
Benzo(a)pyreen	> 1	15%
	< 1	85%

De percentage geven aan wat de kans is op mogelijke nadelige gevolgen voor de gegeven concentratieverdeling. Hieruit blijkt dat cadmium voor vee en arseen en minerale olie (C8-C10 aromaten) voor mensen een mogelijk risico inhouden. Bij lood voor mensen ligt de kans hierop al veel lager terwijl ze voor minerale olie (C10-C12 aromatisch) en benzo(a)pyreen voor mensen en arseen voor vee zo goed als verwaarloosbaar zijn.

De berekende risico-indexen komen niet boven de waarde 2 uit. Dit wil zeggen dat de TDI-waarde niet overschreden wordt met een factor 2. Wanneer men weet dat de TDI –waarden zeer conservatief worden opgesteld kan men besluiten dat er geen acute risico's verbonden zijn aan het gebruik van de proefdijk als dagrecreatie voor wat de aangetoonde concentraties betreft.

De reële opname en de impact van de twee zware metalen op het vee kan enkel met voldoende zekerheid bepaald worden aan de hand van proefopstellingen. Echter heeft onderzoek naar de ecotoxicologisch impact van verontreinigd slib waarop vee graast, aangetoond dat de dieren weinig gevoelig zijn voor de opname

van verhoogde dosissen metalen (*Schotse Hooglanders in de Broekpolder? Analyse van de veterinaire-toxicologische risico's van de verontreinigde bodem voor grote grazers W.C. Ma, A.T.C. Bosveld, D.B. van den Brink, Alterra-rapport 260 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001*). Bij schapen specifiek is aangetoond dat deze relatief veel grond kunnen opnemen via ingestie, de opname is sterk afhankelijk van het seizoen. Echter is er slechts zeer weinig gekend over de effectieve impact op de schapen door de ingestie van met metalen verontreinigd slib (*Soil Ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of Mid-Wales, P.W. Abrahams and J. Steigmajer, Institute of geography and earth sciences, university of Wales, Aberystwyth, UK, Environmental geochemistry and health 25: 17-24, 2003*). Er is onderzoek lopend over dit onderwerp.

De normaalverdeling van de analyses van BETECH en het Delwaidedok

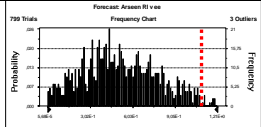
Door BETECH zijn baggerslibmonsters op verschillende plaatsen in de Antwerpse haven geanalyseerd. Op basis van deze resultaten is een gemiddelde concentratie, een standaarddeviatie, een minimum en een maximum bepaald. De resultaten zijn in onderstaande tabel weergegeven.

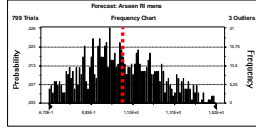
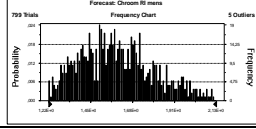
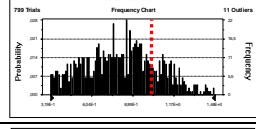
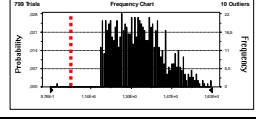
Tabel 6.4.4 Verdeling slibanalyses BETECH

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum	Aantal Monsters
	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	
Arseen	39	26	<4	110	39
Cadmium	6,1	4,8	<0,4	17	39
Chroom	108	67	7	290	39
Koper	75	44	6	180	39
Kwik	1,5	1,1	<0,1	4	39
Lood	105	62	7	280	39
Nikkel	27	17	<3	75	39
Zink	379	208	32	700	39
Minerale olie	209	229	<50	780	39
TBT	0,752	0,209	0,440	1,010	39

De gemiddelde concentraties gemeten in het BETECH onderzoek liggen over het algemeen lager dan de analyses van de Magershoek. De spreiding van de gegevens daarentegen is groter. TBT is de enige stof waarvoor de gemiddelde concentratie hoger ligt in de BETECH analyses dan in de ERM analyses. Voor de berekeningen van de risico-indexen op basis van de gegevens zou men dus een grotere spreiding verwachten dan bij de berekening met de Proefdijk analyses, maar mogelijk minder risico's omdat de gemeten waarden lager zijn.

Tabel 6.4.5 Berekende risico-indexen voor het slib van BETECH

Stof	Verdeling	Waarden	Grafiek
Risico-indexen Vee			
Arseen	Gemiddelde	0,52	
	Standaarddeviatie	0,27	
	Minimum	0,0001	
	Maximum	1,30	

Risico-indexen Mens			
Arseen	Gemiddelde	1,04	
	Standaarddeviatie	0,19	
	Minimum	0,67	
	Maximum	1,58	
Chroom	Gemiddelde	1,60	
	Standaarddeviatie	0,21	
	Minimum	1,22	
	Maximum	2,18	
Lood	Gemiddelde	0,82	
	Standaarddeviatie	0,26	
	Minimum	0,32	
	Maximum	1,60	
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	Gemiddelde	1,33	
	Standaarddeviatie	0,14	
	Minimum	0,0004	
	Maximum	1,63	

Rode streeplijn geeft risico-index 1 aan

De berekende risico-indexen zijn vergelijkbaar met deze voor de dataset van de proefdijk zelf. Voor de metalen en minerale olie ligt de gemiddelde waarde lager maar de standaarddeviatie is wel groter. De verschillen zijn niet dermate groot dat men een duidelijk onderscheid kan maken tussen de specie op de Magershoeek en het baggerslib bemonsterd op de verschillende locaties door BETECH. Wel blijkt er voor de minerale olie fractie (C₁₀-C₁₂ aromatisch) geen overschrijding van de grenswaarde 1 meer te zijn. Voor TBT ligt de gemiddelde concentratie in baggerspecie wel hoger dan bij de analyses van de Magershoeek. De risico-index wordt echter niet overschreden.

Door de grotere spreiding in de gemeten slibconcentraties is er ook een grotere spreiding in risico-indexen waar te nemen. Voor de BETECH gegevens blijkt dat voor lood bij vee en voor chroom bij mensen de minimum berekende risico-index nog boven de grenswaarde van 1 ligt. Voor de andere stoffen geeft de volgende tabel een overzicht van de percentages die de grenswaarde overschrijden.

Tabel 6.4.6 *Spreiding van de berekende risico-indexen (BETECH)*

Stof	Verdeling	Percentage
Risico-indexen Vee		
Arseen	> 1	5%
	< 1	95%
Risico-indexen Mens		
Arseen	> 1	60%
	< 1	40%
Lood	> 1	20%
	< 1	80%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	> 1	95%
	< 1	5%

Voor minerale olie (C₈-C₁₀ aromatisch) bij mensen ligt het 95 percentiel boven de grenswaarde van 1. Voor arseen bij mensen is dit nog slechts 60%. Terwijl het voor lood slechts 20% is. Hieruit kan men besluiten dat de kans op nadelige effecten afneemt naarmate de samenstelling meer gemengd is en de gemiddelde

concentraties relatief laag zijn. Sporadische sterk verhoogde concentraties hebben binnen de bulksamenstelling weinig invloed op de totale impact.

Voor de milieuvergunningaanvraag voor het storten van baggerslib in het Delwaidedok heeft men een aanzienlijk aantal slibmonsters geanalyseerd. ERM heeft hiervoor de gemiddelde waarden en standaarddeviaties berekend. Deze waarden zijn in onderstaande tabel weergegeven.

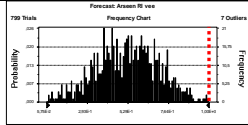
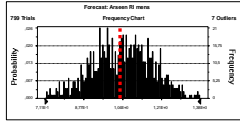
Tabel 6.4.7 Verdeling slibanalyses van het Delwaidedok

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Aantal Monsters
	mg/kg ds	mg/kg ds	
Arseen	43	15	174
Cadmium	7,92	7,01	174
Chroom	110	45	174
Koper	128	221	174
Kwik	1,26	1,06	174
Lood	238	389	174
Nikkel	40	31	174
Zink	983	2003	174
Minerale olie	2234	4262	174
PCB's	0,24	1,17	174
TBT	2,4	6,6	163

De gemiddelde concentraties gemeten in het Delwaidedok-onderzoek liggen over het algemeen lager dan de analyses van de Magershoeek en hoger dan de analyses van BETECH. De spreiding van de gegevens daarentegen is een stuk groter dan zowel deze van de Magershoeek als van het BETECH onderzoek. TBT, minerale olie en zink zijn de enige stoffen waarvoor de gemiddelde concentraties hoger zijn in de analyses van de baggerspecie voor het Delwaidedok dan in de ERM en Ecolas analyses van de proefdijk.

Omdat de spreiding van deze resultaten nog veel groter is dan voor de BETECH resultaten zou men een grotere spreiding verwachten van de berekende risico-indexen. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de spreiding van deze risico-indexen. Enkel de stoffen waarvoor de grenswaarde van 1 overschreden is, zijn weergegeven.

Tabel 6.4.8 Berekende risico-indexen voor het slib voor het Delwaidedok

Stof	Verdeling	Waarden	Grafiek
Risico-indexen Vee			
Arseen	Gemiddelde	0,52	
	Standaarddeviatie	0,19	
	Minimum	0,008	
	Maximum	1,01	
Risico-indexen Mens			
Arseen	Gemiddelde	1,04	
	Standaarddeviatie	0,13	
	Minimum	0,68	
	Maximum	1,38	

Chroom	Gemiddelde	1,57	
	Standaarddeviatie	0,15	
	Minimum	1,20	
	Maximum	2,07	
Lood	Gemiddelde	2,25	
	Standaarddeviatie	1,36	
	Minimum	0,30	
	Maximum	7,61	
TBT	Gemiddelde	0,40	
	Standaarddeviatie	0,29	
	Minimum	0,0003	
	Maximum	1,86	
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ alifatisch)	Gemiddelde	1,05	
	Standaarddeviatie	0,75	
	Minimum	0,005	
	Maximum	4,13	
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ alifatisch)	Gemiddelde	1,04	
	Standaarddeviatie	0,72	
	Minimum	0,002	
	Maximum	4,07	
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ alifatisch)	Gemiddelde	1,02	
	Standaarddeviatie	0,72	
	Minimum	0,0005	
	Maximum	4,35	
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ alifatisch)	Gemiddelde	1,07	
	Standaarddeviatie	0,73	
	Minimum	0,005	
	Maximum	3,63	
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ alifatisch)	Gemiddelde	1,01	
	Standaarddeviatie	0,68	
	Minimum	0,002	
	Maximum	3,50	
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	Gemiddelde	3,77	
	Standaarddeviatie	1,73	
	Minimum	0,04	
	Maximum	11,0	
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ aromatisch)	Gemiddelde	3,02	
	Standaarddeviatie	1,78	
	Minimum	0,42	
	Maximum	11,0	
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ aromatisch)	Gemiddelde	1,67	
	Standaarddeviatie	1,68	
	Minimum	0,09	
	Maximum	10,4	
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ aromatisch)	Gemiddelde	2,48	
	Standaarddeviatie	1,81	
	Minimum	0,006	
	Maximum	10,1	
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ aromatisch)	Gemiddelde	2,60	
	Standaarddeviatie	1,79	
	Minimum	0,01	
	Maximum	10,7	

Rode streeplijn geeft risico-index 1 aan

De slibanalyses voor het Delwaidedok resulteren in een grotere spreiding van de risico-indexen dan deze van de proefdijk, de spreiding is wel te vergelijken met de resultaten van de BETECH analyses. Door de hoge TBT en minerale olie

concentraties in het slib voor het Delwaidedok worden voor deze stoffen de grenswaarde 1 voor de respectievelijke risico-indexen overschreden.

Net zoals bij de vorige berekeningen is de impact van de verhoogde concentraties, en dan vooral de metalen, duidelijk zichtbaar in de risico's naar het vee toe. De grenswaarde van 1 wordt overschreden door de berekende risico-indexen voor arseen naar vee en voor arseen, chroom en lood naar mensen toe. De berekende maximum risico-indexen voor zware metalen liggen rond de waarde 2. De uitzondering hierop vormt lood voor mensen waarvoor de risico-index 7,6 bedraagt. Dit zijn relatief lichte overschrijdingen van de grenswaarde 1. Zoals reeds aangetoond in de vorige berekeningen vormt lood voor mensen één van de risico-drijvende stoffen. De maximale berekende risico-index voor TBT voor mensen bedraagt 1,86. Dit is eveneens een lichte overschrijding van de grenswaarde 1.

De berekende maximale risico-indexen voor de verschillende minerale olie fracties variëren van 3,5 tot 4, 1 voor de alifaten en van 10,7 tot 11 voor de aromaten. Deze verhoogde risico-indexen worden verklaard door de zeer hoge minerale olie concentraties aangetroffen in het slib voor het Delwaidedok. De risico-indexen van de aromaten zijn hoger dan deze van de alifaten omdat aromaten een hogere toxiciteit hebben en een lagere TDI-waarde.

De ervaring leert dat een minerale olie verontreiniging voor het grootste deel uit alifaten bestaat en slechts voor een beperkte fractie uit aromaten. De maximum risico-index voor zo'n mengsel zal zich vermoedelijk situeren tussen 3 en 11 voor de maximum concentraties gemeten voor het Delwaidedok. Wat inhoud dat minerale olie enkel bij zeer hoge concentraties een risico-drijvende stof is (rond de tienduizend mg/kg ds). De overschrijding is echter nog niet van die aard dat er onmiddellijk een ernstige bedreiging van uitgaat.

Onderstaande tabel geeft per stof de verhouding weer van de berekende risico-indexen die de grenswaarde van 1 overschrijden. In de tabel zijn enkel de stoffen opgenomen waar de risico-indexen de grenswaarde 1 overschrijden.

Tabel 6.4.9 *Spreiding van de berekende risico-indexen voor het Delwaidedok*

Stof	Verdeling	Percentage
Risico-indexen Vee		
Arseen	> 1	5%
	< 1	95%
Risico-indexen Mens		
Arseen	> 1	65%
	< 1	35%
Lood	> 1	85%
	< 1	15%
TBT	> 1	5%
	< 1	95%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ alifatisch)	> 1	35%
	< 1	65%
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ alifatisch)	> 1	45%
	< 1	55%

Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ alifatisch)	> 1	50%
	< 1	50%
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ alifatisch)	> 1	45%
	< 1	55%
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ alifatisch)	> 1	40%
	< 1	60%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	> 1	95%
	< 1	5%
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ aromatisch)	> 1	90%
	< 1	10%
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ aromatisch)	> 1	75%
	< 1	25%
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ aromatisch)	> 1	20%
	< 1	80%
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ aromatisch)	> 1	85%
	< 1	15%

De verdelingen van de risico-indexen geven aan dat voor het vee (schapen) arseen slechts in 5% van de berekende gevallen de grenswaarde van 1 overschreden wordt. Dit wil zeggen dat voor 95% van de gevallen er geen aanuiding is dat arseen een risico vormt.

Opname van arseen en lood door mensen heeft een verdeling waarbij een groter deel van de berekende risico-indexen de waarde 1 overschrijden. Voor arseen is dit ongeveer 65% terwijl dit voor lood al 85%. Ook hier blijkt weer dat lood de belangrijkste stof is die mogelijk een nadelige invloed heeft op de mens. De TBT risico-indexen verdeling geeft aan dat slechts een kleine fractie de grenswaarde 1 overschrijdt. Dit is enkel het geval voor de hoge TBT concentraties.

Bij de verschillende minerale olie fracties varieert het percentage berekende overschrijdingen sterk. Dit is vooral een gevolg van de verschillen in toxiciteit van de fracties. Als men hier dezelfde redenering maakt als bij de risico-indexen waar men uitgaat van een hoofdzakelijk alifatisch mengsel met een kleine fractie aromaten dan kan men aannemen dat ongeveer 75% van de berekende risico-indexen boven de grenswaarde 1 liggen. Dit wil dus zeggen dat de kans op een mogelijke nadelige invloed van minerale olie voor mensen 3 op 4 is.

De trigonaalverdeling van de analyses van MOS

Naast het “gewone” ontwaterde slib zijn er ook plannen om mechanisch ontwaterd slib (MOS) te gebruiken als bouw materiaal voor de dijken. Door het verwerkingsproces verschilt dit slib van het “gewone” slib in samenstelling. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de gemiddelde, minimum en maximum concentraties van MOS afkomstig van de AMORAS studie in opdracht het Gemeentelijk Havenbedrijf. De gegevens zijn ter beschikking gesteld door het IN.

Een belangrijk verschil met het “gewone” slib is dat het MOS een veel groter gehalte organisch materiaal heeft. De percentages organisch materiaal liggen tussen 16 en 21%. Deze verdeling is eveneens opgenomen in de berekeningen omdat dit een grote invloed heeft op de beschikbaarheid van de organische verbindingen.

Voor de verdeling van de input concentraties zijn normaalverdelingen in het model ingegeven met de parameters zoals weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 6.4.10 *Verdeling MOS-analyses*

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum
	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
Arseen	45	34	6	70
Cadmium	6,4	4,6	1,1	9,8
Chroom	69	52	17	120
Koper	66	82	17	160
Kwik	1,3	1,1	0,2	2,3
Lood	200	158	21	320
Nikkel	26	19	5	40
Zink	663	520	88	1100
Minerale olie	1966	2896	77	5300
TBT	0,57	-	-	-
Naftaleen	1,26	0,27	0,97	1,50
Acenaftyleen	0,68	0,55	0,24	1,30
Acenafteen	0,92	0,58	0,25	1,30
Fluoreen	0,64	0,38	0,20	0,89
Benzo(a)pyreen	1,39	0,53	0,78	1,70
Fenantreen	1,97	0,76	1,10	2,50
Anthraceen	0,76	0,35	0,36	0,99
Fluorantheen	3,70	0,98	2,60	4,50
Pyreen	3,17	0,87	2,20	3,90
Benzo(a)anthraceen	1,03	0,30	0,68	1,20
Chryseen	0,91	0,13	0,76	0,98
Benzo(b)fluorantheen	1,26	0,52	0,69	1,70
Benzo(k)fluorantheen	0,82	0,20	0,60	0,99
Benzo(ghi)peryleen	0,63	0,36	0,21	0,85
Indeno(123-cd)pyreen	0,97	0,68	0,20	1,50
Tolueen	0,2	0,1	0,1	0,2
Ethylbenzene	0,4	0,1	0,3	0,5
Xyleen	5,5	1,5	4,4	6,5
Organisch materiaal (% ds)	19	3	16	21

Het grootste verschil met de samenstelling van het MOS tov het “gewone” slib is het veel hogere gehalte aan organische verbindingen (PAK's, BTEX). Dit is vermoedelijk een gevolg van het hoge organische stof gehalte in het MOS. Door het water mechanisch uit het slib te halen wordt de fractie kleine deeltjes waaronder organische stof meer geconcentreerd. Ook het droge stof gehalte schommelt bij MOS rond de 55% terwijl dit bij gerijpt slib ongeveer 65 à 75% is. Daarnaast zijn er nog andere kenmerken zoals de pH die het MOS onderscheiden van het “gewone” slib.

De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in onderstaande tabel. Enkel de stoffen waarvoor een overschrijding van de grenswaarde 1 voor de risico-index is berekend zijn weergegeven.

Tabel 6.4.11 *Berekende risico-indexen voor het MOS*

Stof	Verdeling	Waarden	Grafiek
Risico-indexen Vee			
Geen overschrijdingen aangetoond			
Risico-indexen Mens			
Arseen	Gemiddelde	0,99	
	Standaarddeviatie	0,16	
	Minimum	0,67	
	Maximum	1,27	
Chroom	Gemiddelde	1,42	
	Standaarddeviatie	0,11	
	Minimum	1,20	
	Maximum	1,61	
Lood	Gemiddelde	1,08	
	Standaarddeviatie	0,41	
	Minimum	0,28	
	Maximum	1,80	
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ alifatisch)	Gemiddelde	0,58	
	Standaarddeviatie	0,33	
	Minimum	0,01	
	Maximum	1,25	
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ alifatisch)	Gemiddelde	0,58	
	Standaarddeviatie	0,34	
	Minimum	0,001	
	Maximum	1,25	
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ alifatisch)	Gemiddelde	0,57	
	Standaarddeviatie	0,34	
	Minimum	0,002	
	Maximum	1,25	
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ alifatisch)	Gemiddelde	0,59	
	Standaarddeviatie	0,35	
	Minimum	0,0005	
	Maximum	1,25	
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ alifatisch)	Gemiddelde	0,57	
	Standaarddeviatie	0,34	
	Minimum	0,002	
	Maximum	1,24	
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	Gemiddelde	2,69	
	Standaarddeviatie	0,85	
	Minimum	0,49	
	Maximum	4,29	
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ aromatisch)	Gemiddelde	1,86	
	Standaarddeviatie	0,86	
	Minimum	0,41	
	Maximum	3,52	
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ aromatisch)	Gemiddelde	1,60	
	Standaarddeviatie	0,83	
	Minimum	0,08	
	Maximum	3,19	
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ aromatisch)	Gemiddelde	1,49	
	Standaarddeviatie	0,87	
	Minimum	0,006	

	Maximum	3,13	
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ aromatisch)	Gemiddelde	1,45	
	Standaarddeviatie	0,84	
	Minimum	0,004	
	Maximum	3,12	
Acenaftyleen	Gemiddelde	1,85	
	Standaarddeviatie	0,97	
	Minimum	0,01	
	Maximum	3,58	
Benzo(a)pyreen	Gemiddelde	1,42	
	Standaarddeviatie	0,46	
	Minimum	0,02	
	Maximum	2,11	

Rode streeplijn geeft risico-index 1 aan

De concentraties aan metaal zijn is niet hoog genoeg om een mogelijk risico te veroorzaken bij het vee. Er zijn geen overschrijdingen van de risico-indexen voor de gemodelleerde stoffen aangetoond.

Voor de mens zijn de drie zware metalen arseen, chroom en lood, stoffen die mogelijk een impact hebben op de mensen. De berekende maximale indexen bedragen respectievelijk 1,27, 1,61 en 1,80. Dit zijn slechts zeer licht overschrijdingen van de grenswaarde 1.

Zowel voor de alifatische als de aromatische fracties zijn overschrijdingen van de grenswaarde 1 voor de risico-indexen aangetoond. De maximale risico-indexen voor de alifaten schommelen rond 1,25 terwijl deze voor de aromaten tussen 3 en 4,5 liggen. Deze waarden zijn beperkte overschrijdingen.

Naast minerale olie zijn er ook verhoogde concentraties andere organische componenten (BTEX, PAK) aangetoond in het MOS. Dit is ook terug te vinden in de risico-index berekeningen. Voor acenaftyleen en benzo(a)pyreen zijn overschrijdingen van de grenswaarde 1 aangetoond. Deze bedragen voor de maximale berekende risico-indexen respectievelijk 3,58 en 2,11. Zoals reeds aangehaald voor de andere stoffen zijn dit ook lichte overschrijdingen.

Onderstaande tabel geeft per stof de verhouding weer van de berekende risico-indexen die de grenswaarde van 1 overschrijden. In de tabel zijn enkel de stoffen opgenomen waar overschrijdingen zijn voor vastgesteld en waar er zowel risico-indexen berekend zijn onder als boven de grenswaarde 1.

Tabel 6.4.12 *Spreiding van de berekende risico-indexen voor het MOS*

Stof	Verdeling	Percentage
Risico-indexen Vee		
Geen overschrijdingen aangetoond		
Risico-indexen Mens		
Arseen	> 1	55%
	< 1	45%
Chroom	> 1	99%
	< 1	1%
Lood	> 1	55%
	< 1	45%

Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ alifatisch)	> 1	15%
	< 1	85%
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ alifatisch)	> 1	15%
	< 1	85%
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ alifatisch)	> 1	15%
	< 1	85%
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ alifatisch)	> 1	15%
	< 1	85%
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ alifatisch)	> 1	15%
	< 1	85%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	> 1	95%
	< 1	5%
Minerale olie (C ₁₀ -C ₁₂ aromatisch)	> 1	75%
	< 1	25%
Minerale olie (C ₁₂ -C ₁₆ aromatisch)	> 1	75%
	< 1	25%
Minerale olie (C ₁₆ -C ₂₁ aromatisch)	> 1	65%
	< 1	35%
Minerale olie (C ₂₁ -C ₃₅ aromatisch)	> 1	65%
	< 1	35%
Acenaftyleen	> 1	95%
	< 1	5%
Benzo(a)pyreen	> 1	85%
	< 1	15%

Voor arseen, chroom en lood blijkt dat de kans op een overschrijding van de risico-index 1 respectievelijk ongeveer 55%, 99% en 65% is.

Bij minerale olie zijn er maar zeer weinig overschrijdingen vastgesteld voor de alifatische verbindingen (slechts 15%). Dit geeft aan dat de kans op een nadelige impact door blootstelling aan alifatische koolwaterstoffen zeer gering is. Bij de aromaten ligt dit tussen 65% en 75% (uitgezonderd fractie C₈-C₁₀ waar het percentage 95% bedraagt). Wanneer men terug uitgaat van een hoofdzakelijk alifatische minerale olie met een kleine fractie aromaten dan kan men aannemen dat het percentage overschrijdingen ongeveer 30% zal bedragen. Dit wil zeggen dat de kans op een mogelijke nadelige invloed van minerale olie ongeveer 1 op 3 is.

Voor acenaftyleen is ongeveer 95% van de berekende risico-indexen groter dan 1. De kans dat blootstelling van de mens aan acenaftyleen uit het MOS voor de mens gebruikt in een dijk mogelijk een nadelige invloed heeft is relatief groot. Voor benzo(a)pyreen is deze kans iets kleiner (85%).

Maximale slib concentraties

Een vierde evaluatie wordt uitgevoerd op basis van de maximaal gemeten slibconcentraties in de Antwerpse haven. Hierbij wordt geen rekening gehouden met black spots waar zeer lokaal sterk verhoogde concentraties kunnen voorkomen. Het gaat dus om de hoogste gemeten bulkconcentraties. Deze benadering is een worst-case benadering. Er wordt dus vanuit gegaan dat een dijk wordt aangelegd bestaande uit het meest verontreinigde slib (uitgezonderd black-spots).

Voor deze evaluatie zijn geen verdelingen ingegeven van de concentraties, maar enkele de maximale waarde. Hierbij is zowel gekeken naar het slib op de Magershoeck, de studie van BETECH, de resultaten van het Delwaidedok-onderzoek als naar het MOS. De maximale waarden zijn ook bevestigd door het Havenbedrijf als representatief voor maximale concentraties voor de ganse haven.

Het aandeel van deze maximale concentraties ten opzichte van het totale aantal gemeten concentraties is beperkt. Voor de gemeten concentraties bedraagt het aandeel van de concentraties van dezelfde grootteorde minder dan 1% tot maximum 5% van het totale aantal metingen.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de ingevoerde concentraties en de berekende risico-indexen.

Tabel 6.4.13 Maximale slibconcentraties uit de Antwerpse Haven

Stof	Maximum concentratie	RI Vee	RI mens
	mg/kg ds		
Arseen	110	1,34	1,61
Cadmium	71	0,07	1,50
Chroom	290	0,0001	2,20
Koper	2110	0,78	0,56
Kwik	9,14	0,01	0,64
Lood	3890	0,71	18,8
Nikkel	164	0,006	0,43
Zink	21300	0,51	0,77
Tin	17	0,001	0,001
Minerale olie	29000		18,3
TBT	41		2,69
Naftaleen	3,24	0,004	0,86
Acenaftyleen	612		13,2
Acenafteen	2,38	0,003	0,29
Fluoreen	2,47	0,02	0,005
Benzo(a)pyreen	6,96		4,75
Fenantreen	10,6		0,16
Anthraceen	2,06	0,001	0,001
Fluorantheen	14,5	0,004	0,10
Pyreen	12,8	0,002	0,02
Benzo(a)anthraceen	6,07	0,13	1,58
Chryseen	6,38		0,07
Benzo(b)fluorantheen	7,58		0,78
Benzo(k)fluorantheen	3,85		0,92
Benzo(ghi)peryleen	4,64		0,004
Indeno(123-cd)pyreen	8,85		1,08
PCBs	13,26		0,34
Benzeen	0,28	0,002	0,86
Tolueen	0,2	0,001	0,08

Ethylbenzeen	0,4	0,0001	0,02
Xyleen	5,5	0,0001	0,02

Net zoals bij alle vorige scenario's waar een spreiding en grondconcentraties is ingevoerd, is er enkel een overschrijding van de grenswaarde 1 van de risico-index voor arseen voor vee vastgesteld. Bij de andere stoffen waar een NOAEL voor beschikbaar was zijn geen overschrijdingen aangetoond. De maximale grondconcentratie arseen geeft een risico-index van 1,34 voor de opname door vee (schapen). Dit is een kleine overschrijding. De evaluatie geeft aan dat zelfs bij maximaal verontreinigd slib (op basis van de gekende gegevens), er niet onmiddellijk ernstige gevolgen zijn voor het vee.

Er dient wel opgemerkt worden dat er voor een deel van de PAK-componenten en minerale olie geen referentie dosis beschikbaar zijn, waardoor de toetsing voor deze stoffen bij vee niet is kunnen uitgevoerd worden.

Voor de mens zijn er verschillende overschrijdingen van de grenswaarde 1 door de berekende risico-indexen bepaald. De grootste overschrijdingen zijn berekend voor lood, minerale olie (C8-C10 aromaten) en acenaftyleen. De berekende RI bepaald op basis van de maximale concentratie van respectievelijk 3.890 mg/kg droge stof (ds) en 29.000 mg/kg ds en 612 mg/kg ds bedragen 18,8, 18,3 en 13,2. Dit is een duidelijke aanwijzing dat baggerslib dat sterk verontreinigd is aan lood en minerale olie en PAK een nadelige effect kan hebben op de mensen die gebruik maken van de dijk. Voor de andere stoffen waarbij een verhoogde risico-index is berekend zijn de waarden een stuk lager. Voor de maximum aangetroffen concentratie aan benzo(a)pyreen is nog een risico-index van 4,75 berekend. Voor de andere stoffen (arseen, chroom, cadmium, lood, TBT, benzo(a)anthraceen en Indeno(123-cd)pyreen) liggen de berekende RI tussen 1 en 2,7.

Conclusie

Uit de modellering met de verschillende grondconcentraties kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Voor vee vormt arseen de risico-drijvende factor. Echter is het risico voor nadelige gevolgen van de blootstelling van vee aan arseen zeer klein. De impact is gering. De NOAEL-waarde wordt slechts beperkt overschreden.
- Voor de mens wordt het risico voor nadelige gevolgen door blootstelling bepaald door het aanwezige arseen, lood, chroom en de korte ketens van de aromatische minerale olie fractie. Bij sterk verhoogde concentraties (zijnde de maximaal gemeten concentraties) kunnen cadmium, de langere aromatische en alifatische minerale olie ketens, acenaftyleen en benzo(a)pyreen ook een risico vormen. Deze maximaal gemeten concentraties zijn slechts zeer sporadisch gemeten. De bulksamenstelling van het slib geeft aan dat de bij een conservatieve inschatting van het nadelige effect de kans op nadelige gevolgen voor de mensen eerder gering tot verwaarloosbaar is. De berekende risico-indexen voor de risico-drijvende stoffen liggen tussen 1 en 4 (hierbij

worden de minerale olie aromatische fracties als individuele stoffen niet mee opgenomen omdat deze zoals aangehaald een overschatting zijn van de reële situatie). Deze waarden geven aan dat er geen onmiddellijk ernstige bedreiging van de aanwezige stoffen in een gemiddelde slib samenstelling uit gaat.

- Sterke schommelingen in de grondconcentraties zoals in de samenstelling van het slib voor het Delwaidedok, hebben weinig effect op de variatie van de uiteindelijke dosis die opgenomen wordt door de mensen. Lokale verhoogde concentraties in de bulksamenstelling van het slib hebben weinige tot geen invloed op de toename van het risico. Voor dieren is dit effect wel iets groter, maar niet van die aard dat de NOAEL waarden sterk worden overschreden.
- Een worst-case benadering waarbij de maximaal gekende slibconcentraties ingevoerd worden geeft aan dat enkel arseen, de korte aromatische minerale olie ketens en acenaftyleen (en in mindere mate benzo(a)pyreen) een potentieel risico voor mensen inhouden. De berekende risico-indexen voor deze stoffen liggen tussen 10 en 20. Deze waarden geven aan dat de andere stoffen (lood, chroom, cadmium, overige minerale olie ketens, TBT, benzo(a)anthraceen en indeno(123-cd)pyreen) kunnen bij deze concentraties mogelijk een risico vormen maar dit blijft echter zeer gering. Deze maximale concentraties bedragen ten hoogste 5% van de gemeten concentraties.
- Algemeen kan gesteld worden dat de gemiddelde samenstelling van het baggerslib toelaat om gebruikt te worden in de aanleg van de landschapsdijken. De berekende potentiële risico's uitgaande van de risico-drijvende stoffen zijn voor een gemiddelde samenstelling gering en geven geen ernstige bedreiging aan voor mens en dier. De opname wordt hoofdzakelijk bepaald door de ingestie van verontreinigde slibdeeltjes. Deze opname kan zo goed als volledig gereduceerd worden door de aanleg van een leeflaag schone grond op de dijken.

6.4.3

Planten

Verschillende plantensoorten

De bladanalyses uitgevoerd door het IN hebben aangetoond dat er door verschillende soorten planten andere hoeveelheden metalen worden opgenomen. Voor elk van deze soorten is een gemiddelde concentratie die wordt opgenomen en een standaard deviatie berekend. Op basis van deze metingen en de gemiddelde slibconcentraties van de proefdijk (Ecolas 2001) zijn per soort de specifieke BCF waarden bepaald.

De resultaten zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 6.4.14 Bladanalyses proefdijk Magershoek

		Akkerdistel		Glanshaver		Grote brandnetel		Reukloze kamille		Zeeaster	
		gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev
Cd	mg/kg ds	5,12	0,75	0,75	0,27	dl	dl	2,24	0,54	3,29	1,82
	BCF	0,43	0,06	0,06	0,02	-	-	0,19	0,05	0,27	0,15
Zn	mg/kg ds	97,2	22,5	40,52	5,74	38,86	6,87	62,89	6,91	79,01	25,15
	BCF	0,17	0,04	0,07	0,01	0,07	0,01	0,11	0,01	0,14	0,04
Cu	mg/kg ds	15,53	3,84	9,15	2,78	12,41	2,28	13,69	3,00	11,02	2,94
	BCF	0,17	0,04	0,10	0,03	0,14	0,03	0,15	0,03	0,12	0,03
Ni	mg/kg ds	dl	dl	4,65	1,02	dl	dl	dl	dl	6,85	dl
	BCF	-	-	0,12	0,03	-	-	-	-	0,17	-
Cr	mg/kg ds	3,66	0,15	7,01	3,18	5,41	dl	dl	dl	10,86	dl
	BCF	0,02	0,00	0,04	0,02	0,03	-	-	-	0,06	-
Pb	mg/kg ds	dl	dl	dl	dl	dl	dl	dl	dl	dl	dl
	BCF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

dl = concentraties beneden detectielimiet

- = geen BCF berekend

De berekende BCF waarden geven aan dat er relatief grote variatie is tussen de verschillende plantensoorten. Om na te gaan welk effect de opname van zware metalen voor planten heeft op het vee en de mensen als eindreceptoren, zijn enkele representatieve plantensoorten geselecteerd. Uit de meetresultaten van het IN zijn de soorten glanshaver (representatief voor een gras) en grote brandnetel (representatief voor kruiden) geselecteerd. Daarnaast zijn nog drie boomsoorten (Es, Eik en Wilg) geselecteerd waarvoor de BCF waarden afkomstig zijn uit voorgaande studies op terreinen waar de bodem bestaat uit baggerspecie (informatie afkomstig van het laboratorium voor Bosbouw (UG)).

Tabel 6.4.15 Bladanalyses Broekpolder, Nederland

Stof	Glanshaver		Grote brandnetel		Wilg		Es	Eik
	gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev		
Cd	0,06	0,02	-	-	10,9	5,7	0,068	0,03
Zn	0,07	0,01	0,07	0,01	6,26	2,57	0,06	0,07
Cu	0,1	0,03	0,14	0,03	0,24	0,04	0,07	0,07
Ni	0,12	0,03	-	-	0,15	0,05	0,061	0,05
Cr	0,04	0,02	0,03	-	0,007	0,009	0,027	0,014
Pb	-	-	-	-	0,007	0,002	0,07	0,03

- = geen BCF berekend

Wanneer de BCF-waarden vergeleken worden dan blijkt zeer duidelijk dat de wilg relatief veel Cd en Zn, in iets minder mate Cu en Ni uit de bodem opneemt en veel minder Cr en Pb in vergelijking met de andere planten. De opname van metalen door glanshaver, grote brandnetel, es en eik blijkt van dezelfde grootteorde te zijn.

Deze berekende verdelingen voor de BCF zijn per plantensoort gebruikt als invoergegevens. Voor es en eik is slechts een waarde ingevoerd, er is geen verdeling gekend van de BCF-waarden. De resultaten zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 6.4.16 *Overzicht berekende risico-indexen op basis van variaties in bladanalyses*

Stof		Cd		Zn		Cu		Ni		Cr		Pb	
Plant		gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev	gemid	stdev
Glanshaver	Conc plant	0,15	0,05	8,00	1,15	1,84	0,55	0,97	0,24	1,38	0,62	-	-
	RI vee	0,007	4.10 ⁻⁴	0,01	2.10 ⁻⁴	0,03	0,002	0,001	9.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁵	9.10 ⁻⁷	-	-
	RI mens	0,48	1.10 ⁻⁵	0,41	5.10 ⁻⁶	0,31	4.10 ⁻⁶	0,32	5.10 ⁻⁵	1,78	1.10 ⁻⁵	-	-
Grote brandnetel	Conc plant	-	-	8,02	1,15	2,58	0,53	-	-	1,05	0,35	-	-
	RI vee	-	-	0,01	3.10 ⁻⁴	0,03	0,002	-	-	2.10 ⁻⁵	5.10 ⁻⁷	-	-
	RI mens	-	-	0,41	1.10 ⁻⁶	0,31	4.10 ⁻⁶	-	-	1,78	7.10 ⁻⁶	-	-
Wilg	Conc plant	27,3	13,1	718	284	4,39	0,71	1,20	0,41	0,35	0,23	0,34	0,09
	RI vee	0,23	0,11	0,20	0,07	0,04	0,003	0,002	2.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁵	3.10 ⁻⁷	0,04	3.10 ⁻⁴
	RI mens	0,49	0,003	0,41	3.10 ⁻⁴	0,31	5.10 ⁻⁶	0,32	8.10 ⁻⁶	1,78	5.10 ⁻⁶	1,41	2.10 ⁻⁵
Es	Conc plant	0,17		6,87		1,3		0,49		0,93		3,4	
	RI vee	0,008		0,01		0,03		0,001		2.10 ⁻⁵		0,05	
	RI mens	0,49		0,41		0,31		0,32		1,78		1,41	
Eik	Conc plant	0,07		8,02		1,29		0,40		0,48		1,44	
	RI vee	0,007		0,01		0,03		0,001		2.10 ⁻⁵		0,05	
	RI mens	0,49		0,41		0,31		0,32		1,78		1,41	

Conc plant = mg/kg vers gewicht

De opname van metalen door planten is sterk afhankelijk van de plantensoort. Zoals uit deze simulatie blijkt, is de opname van zink bij de wilg bijna 100 keer groter is dan bij de glanshaver, grote brandnetel, es en eik. Voor cadmium is deze opname bij de wilg ongeveer 180 keer groter dan bij de glanshaver en es. Ten opzichte van de eik is deze opname zelfs 2300 keer groter.

Koper blijkt door de meest planten in ongeveer gelijke mate opgenomen te worden. De berekende bladconcentraties (vers gewicht) liggen voor de verschillende plantensoorten tussen 1,2 en 4,4 mg/kg. Voor nikkel is er ook maar een beperkte spreiding namelijk 0,4 en 1,2 mg/kg. De grote brandnetel neemt geen detecteerbare hoeveelheden nikkel op. Voor nikkel lagen bij deze plant de concentraties onder de detectielimiet.

Lood wordt blijkbaar enkel opgenomen door de bomen (wilg, es en eik). In de bladanalyses van de kruiden (glanshaver en grote brandnetel) zijn geen detecteerbare loodconcentraties aangetroffen. De BCF-waarden voor de bomen zijn wel afkomstig van andere terreinen en niet van de Magershoek proefdijk. Het feit dat geen lood is aangetroffen in de bladeren van de planten op de proefdijk kan mogelijk ook een gevolg zijn van het al dan niet biobeschikbaar zijn van lood in de bodem. De opname van lood is het hoogst voor de es (circa 3,4 mg/kg). Voor de eik bedraagt dit ongeveer 1,4 mg/kg en voor de wilg 0,3 mg/kg.

De invloed van de verschillen in opname van metalen door verschillende plantensoorten heeft slechts een zeer beperkte tot verwaarloosbare impact op de uiteindelijke risico-berekening voor vee en mensen op de proefdijk. De enige relevante variatie op de risico-index voor vee is waar te nemen voor cadmium bij

de opname door de wilg. Indien een dieet van een schaap volledig uit wilgen zou bestaan dan is er een verhoging van de risico-index. Dit is in werkelijkheid natuurlijk niet zo. Het dieet van de dieren is gevarieerd en zal voor het grootste deel bestaan uit grassen en kruiden. Voor de twee gemodelleerde type planten van deze groepen (glanshaver en grote brandnetel) is er zo goed als geen invloed vast te stellen op de totale dosis opgenomen door het vee.

Naar de mens toe zijn de variaties helemaal te verwaarlozen. Zelfs de opname van cadmium in de wilg komt niet tot uiting in de uiteindelijke totaal dosis voor de mens via planten en vee.

Groeiperiode

Op de dijk zullen uiteindelijk verschillende planten groeien. Deze planten hebben verschillende groei en bloei perioden. Bepaalde planten zullen bijna het hele jaar door groeien, andere slechts kortstondig. Ook door maaien en begrazing dienen planten opnieuw aan te groeien. Dit heeft tot gevolg dat de depositie van stofdeeltjes op de planten sterk kan variëren. Depositie op planten veroorzaakt een bijkomende opname van bodemverontreiniging voor dieren. Omdat niet alleen de opgenomen stoffen in de plant gegeten worden, maar ook de neergeslagen deeltjes. De bodemdeeltjes die mee opgenomen worden via het voedsel wordt bijvraat genoemd.

De standaard waarde van het model is ingegeven op 180 dagen. Om de variatie van verschillende groeiperioden weer te geven wordt een trigonaalverdeling met mediaan van 180 en een minimum van 14 en een maximum van 350 dagen ingegeven. De invloed hiervan op de risico-indexen voor vee en mens worden vervolgens berekend. De evaluatie wordt uitgevoerd voor de risico-drijvende stoffen die reeds bepaald zijn in vorige hoofdstukken (arseen, lood, chroom, cadmium, minerale olie (C8-C10 aromatisch), acenaftyleen en benzo(a)pyreen).

Tabel 6.4.17 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in de groeiperiode*

Stof	RI vee		RI mens	
	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Arseen	0,63	$6 \cdot 10^{-9}$	1,12	$3 \cdot 10^{-9}$
Cadmium	0,01	$2 \cdot 10^{-11}$	0,49	$7 \cdot 10^{-10}$
Chroom	0,00002	$5 \cdot 10^{-14}$	1,78	$4 \cdot 10^{-9}$
Lood	0,04	$1 \cdot 10^{-10}$	1,41	$4 \cdot 10^{-9}$
Minerale olie (C8-C10 arom)	*	*	1,43	$3 \cdot 10^{-9}$
Acenaftyleen	*	*	0,03	$6 \cdot 10^{-11}$
Benzo(a)pyreen	*	*	0,72	$2 \cdot 10^{-9}$

* =geen NOAEL-waarden beschikbaar

Uit de evaluatie van de groeiperiode blijkt dat de gemodelleerde spreiding helemaal geen invloed heeft op de uiteindelijke risico-berekening. Er is dus geen invloed van de groeiperiode van planten op de uiteindelijk opgenomen dosis via planten (bijvraat en planten als voedsel zelf) door dieren.

Conclusie

Verschillende plantensoorten kunnen in meerdere of mindere mate metalen opnemen. Deze variatie in opname door de planten heeft echter weinig invloed op de impact van de verontreiniging op vee en mensen. Enkel indien het dieet van het vee uitsluitend uit plantensoorten die metalen in zeer hoge concentraties kunnen opnemen, zou bestaan, is er wel een overschrijding van de NOAEL waarde mogelijk. In normale omstandigheden is het dieet van vee relatief goed gevarieerd. Echter indien de aanplanting beperkt is tot enkele plantensoorten die veel metalen kunnen opnemen zal de opname door het vee ook groter zijn. De wilg is hier een goed voorbeeld van. Echter zal deze uitgroeien tot een boom waardoor hij geen bron uitmaakt van het grazende vee. Enkel als jonge plant kan deze gegeten worden door het vee.

Een bijkomende opname door vee van verontreinigde bodem is bijvraat. Depositie van bodemdeeltjes op planten die door de dieren wordt opgegeten is mee opgenomen in de evaluatie. Deze is afhankelijk van de groeiperiode van de plant. Echter blijkt het aandeel van bijvraat door de ingestie van bodemdeeltjes door depositie op planten in de totale opname door dieren verwaarloosbaar te zijn.

6.4.4

Vee

Opname verontreinigd water

In de vorige hoofdstukken is reeds aangehaald dat de dieren mogelijk verontreinigd grond- en oppervlaktewater drinken. In het model is de waterconcentratie berekend vanuit de poriënwater concentratie. Er is tevens van uit gegaan dat voor dieren dit water het enige drinkwater was. Dus de volledige drinkwaterconsumptie is afkomstig van het verontreinigde water.

Om na te gaan wat de invloed is op de totale opname door vee wanneer slechts een fractie van het drinkwater verontreinigd water is, is een modellering uitgevoerd waarbij voor de fractie verontreinigd water een uniforme verdeling is ingegeven van 0,2 tot 1.

De op basis van de verdeling in het verbruik van verontreinigd water berekende risico-indexen zijn voor de risico-drijvende stoffen weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 6.4.18 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in de wateropname*

Stof	RI vee		RI mens	
	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Arseen	0,63	0,002	1,11	3.10 ⁻⁶
Cadmium	0,01	2.10 ⁻⁴	0,49	6.10 ⁻⁶
Chroom	1.10 ⁻⁵	2.10 ⁻⁸	1,78	3.10 ⁻⁷
Lood	0,04	1.10 ⁻⁴	1,41	8.10 ⁻⁶
Minerale olie (C8-C10 arom)	*	*	1,38	0,03
Acenaftyleen	*	*	0,03	6.10 ⁻⁴
Benzo(a)pyreen	*	*	0,72	0,002

* =geen NOAEL-waarden beschikbaar

Enkel voor de metalen is nog een merkbare variatie in de berekende RI spreiding voor vee aangetoond. Voor de andere stoffen heeft de variatie van de fractie opname verontreinigd water geen echte invloed op de uiteindelijk berekende risico-indexen voor vee. Hieruit blijkt dat enkel voor de goed oplosbare stoffen de opname via verontreinigd grond- of oppervlaktewater een invloed heeft op de RI. Het aandeel van de opname via verontreinigd water in de totale opname door vee is slechts relatief klein. Grote variaties in RI zijn dan ook niet te verwachten.

Voor de RI berekening voor mensen heeft deze variatie geen invloed.

Vetgehalte in vlees en melk

Over het algemeen is schapenvlees relatief vet. Hier kunnen natuurlijk ook variaties in aanwezig zijn. Tevens kan het vetgehalte in melk gereduceerd worden. Zoals reeds aangehaald bij de modellering van het standaard model heeft het vetgehalte van het vlees vooral een invloed op de berekening voor organische parameters. Om nu na te gaan wat het effect is van een groter of kleiner vetgehalte in vlees en melk zijn volgende verdelingen ingegeven in het model.

- Fractie vet in vlees: uniforme verdeling tussen 0,1 en 0,5;
- Fractie vet in melk: uniforme verdeling tussen 0,1 en 0,9.

Onderstaande tabel geeft de berekende risico-indexen voor de twee uniforme verdelingen voor de fractie vet. De analyse is uitgevoerd voor de risico-drijvende stoffen voor de mens.

Tabel 6.4.19 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in het vetgehalte*

Stof	RI mens			
	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum
Arseen	1,12	1.10^{-4}	1,12	1,12
Cadmium	0,48	5.10^{-5}	0,48	0,48
Chroom	1,78	4.10^{-5}	1,78	1,78
Lood	1,41	0,0004	1,41	1,41
Minerale olie (C8-C10 arom)	1,03	0,63	0,34	3,90
Acenaftylen	0,03	0,001	0,02	0,03
Benzo(a)pyreen	0,66	0,09	0,56	1,08

Voor de organische parameters is er duidelijk een belangrijke variatie waar te nemen in de verdeling van de berekende RI. Het verschil tussen minimum en maximum voor minerale olie is ongeveer 3,5. Voor benzo(a)pyreen is deze spreiding kleiner maar desalniettemin relevant (ongeveer 0,5). Voor de metalen heeft het vetgehalte van vlees en melk geen enkel invloed op de opname door mensen.

De consumptie van de dierlijke producten van het vee dat op de dijk zou grazen brengt een verhoogde blootstelling aan verontreinigde stoffen met zich mee. Beperking op het verbruik van het schapenvlees en het afromen van de melk hebben impact op de verlaging van de totale dosis organische verbindingen die zal opgenomen worden.

Verblijftijd vee

Bij de bepaling van de verblijftijd van het vee op de site wordt in het model aangenomen dat de dieren 1825 dagen of ongeveer 5 jaar aanwezig zijn. Waarvan de dieren per jaar 4 maanden in de winter op stal staan en 8 maanden in de zomer de ganse dag buiten staan.

In de realiteit zullen de dieren van het ene graasland naar het andere gehoed worden. Daarbij zullen ze vaak 's avonds terug op stal gezet worden. De dieren zijn dus niet continu aanwezig op de site.

Om de invloed van de kortere verblijfperiodes op de totale opname van verontreiniging voor vee en mens te bepalen is de volgende verdeling in het model ingevoerd:

- Verblijftijd vee op de site: uniforme verdeling tussen 720 en 1825 dagen;
- Maanden per jaar in de winter op stal: uniforme verdeling tussen 0,5 tot 4 maand;
- Maanden per jaar in de zomer op terrein: uniforme verdeling tussen 8 tot 11,5 maand;
- Uren per dag op terrein: uniforme verdeling tussen 2 tot 24 uur.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de berekende risico-indexen voor de risico-drijvende stoffen voor vee en mensen op basis van de aangegeven uniforme verdelingen.

Tabel 6.4.20 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in de vee-verblijftijd*

Stof	RI vee		RI mens	
	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Arseen	0,43	0,20	1,12	0,0003
Cadmium	0,009	0,002	0,49	5.10 ⁻⁵
Chroom	1.10 ⁻⁵	5.10 ⁻⁶	1,78	6.10 ⁻⁵
Lood	0,03	0,01	1,41	0,0008
Minerale olie (C8-C10 arom)	*	*	1,36	0,039
Acenaftyleen	*	*	0,03	8.10 ⁻⁵
Benzo(a)pyreen	*	*	0,66	0,05

* =geen NOAEL-waarden beschikbaar

De berekende gemiddelde RI voor vee liggen een stuk lager dan de waarden die berekend zijn met een maximale verblijftijd op de site. Voor vee zijn er geen overschrijdingen van de grenswaarde 1 voor de RI meer aangetoond. Men kan de aannames die hier gebruikt zijn voor de verblijftijd van dieren op de site zien als een eerder "normaal" verblijf, terwijl de modellering voordien eerder een "conservatief" verblijf was. Bij een "normaal" verblijf op de proefdijk zijn er geen risico's voor het vee bepaald, gebruik makend van de gegevens van de proefdijk.

De invloed van de verblijftijden van het vee op de site is bijna niet terug te vinden in de berekende risico-indexen voor de mens.

Conclusie

De opname van verontreinigd grond- en oppervlaktewater op de dijk heeft een zeer beperkte invloed op de totale opname door dieren. Enkel voor zeer goed oplosbare stoffen neemt de RI af wanneer minder of geen grond- of oppervlaktewater van de dijk wordt gedronken door het vee. De invloed naar mensen toe als eindreceptor van de dierlijke producten van het vee dat potentieel verontreinigd grond- of oppervlaktewater drinkt is verwaarloosbaar.

De variaties in het vetgehalte van de dierlijke producten hebben een impact op mensen als eindreceptor voor de organische verbindingen. De invloed is het grootst bij de kortere aromatische koolwaterstoffen. Hoe lager het vetgehalte hoe minder opname kan gebeuren.

Bij een “normaal” gebruik door vee van de proefdijk gaat er geen risico uit van de in het baggerslib van de proefdijk aanwezige verontreiniging. Door het minder frequenteren van de dijk zal de opname door het vee een stuk lager zijn. Naar mensen toe is invloed van deze kortere blootstelling van het vee aan de verontreiniging zo goed als onbestaande.

6.4.5

De mens

Verblijftijd mens

Net zoals bij het vee zal het gebruik van de dijken door mensen ook variëren. Mensen kunnen occasioneel in het weekend komen wandelen en spelen of dagelijks een rondje lopen op de dijk. Bij huidige tijdsindeling is gebaseerd op dagrecreatie is men er van uitgegaan dat de mensen zeer frequent gebruik maken van de dijk en er bijna op wonen. De gebruikte indeling is als volgt:

Tabel 6.4.21 Tijdsindeling voor de mens volgens scenario dagrecreatie uitgebreid

Indeling	Volwassene		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
maanden/jaar (m/j)	6	6	0	6
werkdagen/week (d/w)	5	5	5	5
niet werkdagen/week (d/w)	1	1	1	1
uren buiten/werkdag (u/d)	2	4	2	6
uren binnen/werkdag (u/d)	0	0	0	0
uren buiten/niet werkdag (u/d)	2	4	2	6
uren binnen/niet werkdag (u/d)	0	0	0	0
uren slapen/dag (u/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein/dag (u/d)	0	0	0	0

Deze indeling gaat er dus van uit dat volwassene in de winter 2 uur en in de zomer 4 uur per dag op de site aanwezig zijn. Voor kinderen wordt aangenomen dat dit in de winter 2 uur is en in de zomer 6 uur is. In de week is men elke dag aanwezig in het weekend slechts 1 dag. Deze aannames zijn een overschatting van de reële situatie maar ze beschrijven wel een situatie waarbij de receptor sterk beïnvloed zal worden door de aanwezige verontreiniging op de site. In de realiteit zal de frequentie van gebruik een heel stuk lager liggen. Zowel voor het aantal uren per dag als het aantal dagen per week. ERM heeft daarom de volgende verdelingen ingevoerd in het model:

Tabel 6.4.22 *Spreiding voor de invoergegevens betreffende de tijdsindeling voor de mens*

Indeling	Volwassene		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
maanden/jaar (m/j)	6	6	0	6
werkdagen/week (d/w)	0- 1 - 5	0- 1 - 5	0 - 1 - 5	0 - 1 - 5
niet werkdagen/week (d/w)	0 - 1 - 2	0 - 1 - 2	0 - 1 - 2	0 - 1 - 2
uren buiten/werkdag (u/d)	0 - 0,5 - 2	0 - 1 - 4	0 - 0,5 - 2	0 - 1 - 6
uren binnen/werkdag (u/d)	0	0	0	0
uren buiten/niet werkdag (u/d)	0 - 0,5 - 2	0 - 1 - 4	0 - 0,5 - 2	0 - 2 - 6
uren binnen/niet werkdag (u/d)	0	0	0	0
uren slapen/dag (u/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein/dag (u/d)	0	0	0	0

Voor elke indeling is een trigonale verdeling ingevoerd. Het middelste cijfer geeft de meest waarschijnlijke waarde aan, de twee buitenste het minimum en maximum.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de berekende verdelingen van de RI voor de risico-drijvende stoffen voor de mens.

Tabel 6.4.23 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in de verblijftijd voor de mens*

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum
Arseen	0,76	0,05	0,67	1,02
Cadmium	0,32	0,02	0,28	0,43
Chroom	1,32	0,07	1,21	1,65
Lood	0,52	0,14	0,30	1,16
Minerale olie (C8-C10 arom)	1,27	0,02	1,23	1,38
Acenaftyleen	0,008	0,003	0,003	0,02
Benzo(a)pyreen	0,31	0,06	0,19	0,60

De gemodelleerde tijdsindeling omvat dus de blootstelling aan het verontreinigde baggerslib door mensen die zeer sporadisch aanwezig zijn tot mensen die dagelijks gebruik maken van de dijk. Per stof is ook de kans berekend dat deze de risico-index grenswaarde 1 overschrijdt, deze waarden zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 6.4.24 *Spreiding van de berekende risico-indexen voor de variatie in tijdsindeling*

Stof	RI voor mens	Percentage
Arseen	> 1	2%
	< 1	98%
Cadmium	> 1	0%
	< 1	100%
Chroom	> 1	100%
	< 1	0%
Lood	> 1	1%
	< 1	99%
Minerale olie (C8-C10 arom)	> 1	100%
	< 1	0%
Acenaftyleen	> 1	0%
	< 1	100%

Benzo(a)pyreen	> 1	0%
	< 1	100%

Chroom en minerale olie (C8-C10 arom) blijven ook bij kortere blootstelling de risico-drijvende stoffen voor mensen. De berekende gemiddelde risico-indexen verschillen niet zoveel van de waarden die berekend zijn bij het standaard scenario dagrecreatie uitgebreid. Voor arseen en lood is de kans op een nadelig effect respectievelijk 2 en 1 op 100. De berekende risico-indexen bij deze overschrijding liggen ook maar net boven de waarde 1. De kans op een effectief nadelige invloed van de stoffen arseen en lood is verwaarloosbaar. Acenaftyleen en benzo(a)pyreen overschrijden de grenswaarde van 1 niet. Bij een minder frequent gebruik van de dijken vormen de PAK's geen risico meer.

Ademvolume

De modellering ter bepaling van het ecotoxicologische risico gaat er van uit dat mensen het terrein voor dagrecreatie gebruiken. Dagrecreatie kan zowel zeer intensief (sporten) als weinig intensief (verpozen) zijn. Bij het intensieve gebruik zoals sporten levert men een fysieke inspanning en heeft men een groot zuurstofverbruik. Dit grote zuurstofverbruik brengt natuurlijk een groter ademvolume met zich mee. Dit in tegenstelling tot een relatief passieve inspanning waar het ademvolume veel lager ligt. Bij een groter ademvolume kunnen ook meer dampen en bodemdeeltjes opgenomen worden.

In de modellering is een vast ademvolume voor volwassenen en kinderen ingegeven (respectievelijk 40 m³/dag en 7,6 m³/dag). Dit zijn waarden voor een lichte activiteit. Bij zware activiteit kan het ademvolume voor volwassenen oplopen tot 115 m³/dag en voor kinderen tot 75 m³/dag (waarden afkomstig van de EPA en basisdocument voor risico-evaluatie van OVAM). Om de invloed op de totale opname bij grotere fysieke inspanningen na te gaan zijn voor het ademvolume van kinderen en volwassenen de volgende trigonaal verdelingen ingegeven, waarbij uitgegaan wordt van rust tot zware inspanning met lichte inspanning als gemiddelde.

- Kinderen: rust 5 m³/dag, lichte inspanning 7,6 m³/dag, zware inspanning 75 m³/dag;
- Volwassenen: rust 12 m³/dag, lichte inspanning 40 m³/dag, zware inspanning 115 m³/dag.

De resultaten van de risico-berekeningen voor de risico-drijvende stoffen voor de mens zijn in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 6.4.25 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in het ademvolume*

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum
Arseen	1,12	6.10 ⁻⁵	1,12	1,12
Cadmium	0,49	3.10 ⁻⁵	0,49	0,49
Chroom	1,78	3.10 ⁻⁴	1,78	1,78
Lood	1,41	6.10 ⁻⁴	1,41	1,42
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ arom)	1,47	0,03	1,42	1,56
Acenaftyleen	0,10	0,05	0,02	0,24
Benzo(a)pyreen	0,93	0,16	0,70	1,40

Opname van de metalen wordt zo goed als niet beïnvloed door een groter ademvolume. Enkel de vluchtige en semi-vluchtige stoffen zoals de korte keten minerale olie fractie en de twee gemodelleerde PAK's worden meer opgenomen bij grotere inspanningen. Deze variatie is relevant genoeg om er voor te zorgen dat de grenswaarde van 1 wordt overschreden.

Personen die bijvoorbeeld dagelijks gaan joggen op de dijk zullen aan een hogere dosis vluchtige organische stoffen worden blootgesteld dan iemand die rustig wandelt op de dijk. Hier dient wel bij vermeld te worden dat er relatief weinig vluchtige stoffen aanwezig zijn in de baggerspecie van de proefdijk. Veel verdamping zal er dus niet optreden. De analysesresultaten van het slib voor het Delwaidedok leert wel dat er in baggerspecie relatief hoge concentratie vluchtige componenten kunnen aanwezig zijn.

Opname verontreinigd water

Normaal wordt verontreinigd grondwater of oppervlaktewater van de dijk niet als drinkwater gebruikt door mensen. De invloed van deze in realiteit is verwaarloosbaar. Toch is het binnen de context van de ecotoxicologische studie interessant om na te gaan wat de bijdrage is van deze blootstellingsroute voor de totale opname door mensen.

Bij de modellering is de fractie opname verontreinigd grondwater 0. Om de invloed van mogelijk opname na te gaan is een uniforme verdeling voor deze fractie ingegeven van 0 tot 1.

De resultaten van de risico-berekeningen voor de risico-drijvende stoffen voor de mens zijn in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 6.4.26 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in de wateropname*

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum
Arseen	1,30	0,11	1,12	1,49
Cadmium	1,57	0,66	0,49	2,75
Chroom	1,89	0,06	1,78	2,00
Lood	1,91	0,30	1,41	2,45
Minerale olie (C8-C10 arom)	12,4	6,7	1,44	24,4
Acenaftyleen	0,27	0,15	0,03	0,54
Benzo(a)pyreen	1,65	0,57	0,72	2,66

Er is een duidelijk invloed waarneembaar in de berekende RI voor de opname van grondwater als drinkwater. Dit is in de gevallen dat drinkwater onmiddellijk rond de dijken zou gewonnen worden van groot belang. De geplande locaties van de dijken in buffergebied rond de haven zijn niet bewoond en er wordt op deze plaatsen ook geen grondwater gewonnen voor consumptie. Het is dus zeer onwaarschijnlijk dat deze blootstellingroute van toepassing is. Er dient wel voor gezorgd te worden dat grondwater in de onmiddellijke omgeving van de toekomstige bufferdijken niet gebruikt zal worden voor consumptie.

De impact op termijn door mogelijke uitloging van de baggerspecie op het grondwater wordt verder in dit rapport besproken.

Achtergrondconcentraties

Het is niet denkbeeldig dat de achtergrondconcentraties in de haven sterk kunnen variëren. De invloed van emissies van de zware industrie in de haven kan mogelijk voor verhoogde achtergrondconcentraties zorgen.

De achtergrondwaarde gebruikt in het model zijn de standaard waarden van het Vlier-Humaan model voor industrie gebied deze zijn gebaseerd resultaten van het VMM-meetnet. Om na te gaan wat de invloed van mogelijke variaties op deze achtergrondwaarden zijn is per stof een normaal verdeling ingegeven met een variatie van 30% op de standaard waarde welke in Vlier-Humaan gebruikt worden.

De resultaten van de risico-berekeningen zijn in onderstaande tabel voor de risicodrijvende stoffen voor de mens weergegeven.

Tabel 6.4.27 *Berekende risico-indexen op basis van variaties in de achtergrondconcentraties*

Stof	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum
Arseen	1,12	0,15	0,58	1,56
Cadmium	0,48	0,06	0,30	0,69
Chroom	1,79	0,25	1,00	2,57
Lood	1,41	0,06	1,20	1,63
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ arom)	1,43	0,0002	1,43	1,43
Acenaftyleen	0,07	0,009	0,05	0,10
Benzo(a)pyreen	1,72	0,21	1,08	2,34

Hieruit blijkt dat voor stoffen met een lager TDI waarde zoals arseen, chroom en benzo(a)pyreen de variatie in de achtergrondblootstelling duidelijk merkbaar is in de berekeningen van de RI. Voor minder toxische stoffen is de verdeling kleiner.

Verhoogde achtergrondblootstelling kan in een gebied reeds een verhoogde kans op nadelige invloed van bepaalde stoffen veroorzaken. Indien men reeds een regionale verhoogde blootstelling heeft en daarbij nog een blootstelling aan een lokale verontreinigde bodem kan men met reeds zeer lage concentraties in de bodem de TDI waarden overschrijden. Het lijkt daarom aangeraden om in zulke gevallen meer in detail metingen uit te voeren om de effectieve dosissen te bepalen.

De VMM voert over heel Vlaanderen luchtmetingen uit. Aan de hand van de resultaten van dit meetnet kan nagegaan worden of er voor bepaalde stoffen in een bepaalde omgeving hogere dan de modelwaarden aanwezig zijn.

ERM beschikte voor dit onderzoek niet over achtergrondmetingen in de Antwerpse haven. Daarom zijn de standaard waarden uit het Vlier-Humaan model aangewend met een spreiding van 30%.

Conclusie

De totale opname van verontreiniging door mensen wordt sterk beïnvloed door het gedrag van en het gebruik van de dijken door de receptor mens. Uit de evaluatie van verschillende humane parameters kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Wanneer voor de mensen gekeken wordt naar een meer sporadisch gebruik van de dijken, wat meer overeen zal stemmen met het gebruik als dagrecreatie, dan wordt een sterke daling in de risico-indexen bekomen. Hoe minder frequent het gebruik van de dijk door mensen, hoe kleiner de kans op nadelige gevolgen. Voor bepaalde stoffen verdwijnt de kans op nadelige gevolgen al vrij snel bij het iets minder frequenteren van de site. Het scenario “dagrecreatie” aangewend voor de risico-berekeningen gaat uit van een regelmatig frequenteren van de dijken. In realiteit geldt dit enkel voor gebieden die ingericht zijn als recreatiegebied. De landschapsdijken zullen minder gefrequiteerd worden dan effectieve recreatiegebieden. Hierdoor wordt de kans op nadelige invloed van de verontreinigingen in het slib quasi volledig vermeden. Het is niet raadzaam om de dijken in te richten als recreatiegebied. Daarentegen dient men ook geen bijkomende maatregelen te treffen om de toegang tot de dijken te verbieden. Om de impact van de verontreinigingen op recreanten te verhinderen is het aangeraden om stofvorming en erosie tot een minimum te herleiden (bv: dichte begroeiing, geen mountainbikes toelaten, ...).
- Het uitvoeren van zwaardere inspanningen verhoogt de opname van vluchtige stoffen. Het grotere ademvolume bij inspanning heeft geen invloed op de opname van metalen.
- Wanneer verontreinigd grondwater van de dijk gebruikt wordt als drinkwater dan wordt de kans op nadelige gevolgen door blootstelling aan de verontreiniging merkbaar verhoogd. Daarom dient vermeden te worden dat de dijken aangelegd worden in de buurt van grondwaterwinningen voor consumptie en dat er op termijn grondwater in de nabijheid van de dijken gebruikt zou worden voor consumptie.
- Verhoogde achtergrondblootstelling kan grote gevolgen hebben voor de totale opgenomen dosis. In gebieden waar reeds verhoogde achtergrondconcentraties aanwezig zijn zal een kleine toename van blootstelling aan een grondverontreiniging de referentie dosis kunnen overschrijden. Indien blijkt dat er in het havengebied verhoogde achtergrondconcentraties aanwezig zijn is aangeraden om de invloed daarvan op de totale blootstelling na te gaan. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van het VMM meetnet en kunnen aanvullend luchtmetingen uitgevoerd worden in de haven.

Alle berekeningen voor de aangepaste scenario's en de rapporten van de probabilistische benaderingen zijn weergegeven in bijlage 4.

De aanwezige concentraties in het slib van de proefdijk zullen op termijn wijzigen door verschillende processen. Voor de metalen speelt uitloging de belangrijkste rol. Uitloging zorgt voor een daling van de grondconcentraties maar mogelijk een aanrijking in de grondwaterconcentratie. Voor organische componenten speelt afbraak een belangrijke rol. Door afbraak dalen de concentraties maar kunnen ook afbraakproducten gevormd worden die mogelijk een impact kunnen hebben op fauna en flora.

Het verontreinigd grondwater kan door verspreiding een impact hebben op de kwaliteit van oppervlakte- en grondwater in de omgeving van de dijk.

In dit hoofdstuk worden de volgende punten besproken die betrekking hebben op de evolutie van de verontreiniging:

- Uitloging van metalen;
- Afbraak van TBT;
- Grondwatersverspreiding.

TBT is de enige component die geëvalueerd wordt voor afbraak. De andere aangetroffen organische verbindingen zoals PAK's en minerale olie worden afgebroken tot weinig schadelijke koolstofverbindingen. TBT heeft als restproduct tin, dat door de afbraak van TBT mogelijk in de bodem aangerijkt kan worden.

6.5.1

Uitloging van metalen

De mobiliteit en het uitlooggedrag van metalen worden door verschillende parameters bepaald. Twee belangrijke parameters zijn de pH van de bodem en de mogelijke complexering van de metalen.

ERM heeft door het laboratorium fysico-chemische van de KULeuven een pH-stat test laten uitvoeren op grondmonsters afkomstig van de proefdijk te Magersthoek. Twee monsters zijn afkomstig van niveau 1 (D4 en D5) en drie monsters zijn afkomstig van niveau 3 (D1, D2 en D3). Deze test heeft tot doel de invloed van de pH op het uitlooggedrag van de metalen te bepalen. Aan de hand van de metingen kan dan nagegaan worden welke metaalcomplexen aanwezig zijn in de bodem en wat de invloed is op de beschikbaarheid van de metalen. De pH-stat test is uitgevoerd voor drie pH waarden: 2, 4 en 6.

Voor een gedetailleerde bespreking van de pH-stat test wordt verwezen naar het rapport van de KULeuven in bijlage 5.

De conclusies van deze test kunnen als volgt worden samengevat:

- De zuurbufferende capaciteit van het baggerslib is zeer groot. Dit heeft tot gevolg dat de pH van de bodem quasi niet zal dalen door mogelijke verzuring van de bodem. Wanneer de bodem dus niet zuurder wordt zal de mobiliteit van de metalen ook niet toenemen. De potentiële uitloogbaarheid bepaald op basis van de zuurbufferende capaciteit geeft

aan dat voor Ni, Zn en Cd (de best uitloogbare metalen) op een tijdspanne van 100 jaar slechts 2 à 3 mg/ kg uitloogt;

- Bij een ligt zure pH van 6 is het hoofdzakelijke zink dat uitloogt en in mindere mate nikkel en koper. Bij een zure pH van 4 zijn het cadmium en zink die het beste uitlogen gevolgd door nikkel en koper. Bij de extreem zure pH van 2 geldt hetzelfde uitlooggedrag, daarbij loogt chroom ook uit en in minder mate As. Lood blijkt het slechtste uitlooggedrag te vertonen.
- Arseen is in de baggerspecie hoofdzakelijk aanwezig als arsenaat. Cadmium is vermoedelijk niet enkel geabsorbeerd op Fe-oxiden en kleien in de bodem maar ook als carbonaatverbinding. Chroom is zeer weinig mobiel een waarschijnlijk aanwezig als Cr³⁺ en Cr(OH)²⁺. Koper vormt in de bodem verschillende complexen met organische verbindingen. Tevens is koper ook geabsorbeerd op mineraaloppervlakken en gecoprecipiteerd in silicaten. Nikkel en zink vertonen hetzelfde gedrag als cadmium. Lood is zeer weinig mobiel en vermoedelijk sterk gebonden in complexen.
- De effectieve absorptie van metalen op bodemdeeltjes in het spijsverteringskanaal via ingestie wordt bepaald door de biobeschikbaarheid van de metalen bij pH 2. Uit de test blijkt dat voor Zn, Ni en Cd bijna de totale concentratie op de bodemdeeltjes in oplossing gaat. Echter voor Pb, Cr en As is dit slechts een fractie van de totale concentratie. Wanneer aangenomen wordt dat de volledige ingeslikte concentratie Pb, Cr en As opgenomen wordt door de mens, dan is dit een overschatting van de reëel beschikbare concentraties voor deze metalen.

6.5.2

Afbraak TBT

ERM heeft 10 grondmonsters van het baggerslib door het erkende laboratorium ERC laten analyseren op TBT en tin. De 10 monsters zijn afkomstig van 5 boringen waarbij per boring telkens een ondiep oppervlakkig en diep mengmonster genomen zijn. De verschillen in diepte zijn gekozen om na te gaan of bodemvorming en mogelijk een kleine bijdrage lichtinfiltratie een invloed hebben op de afbraak van TBT naar tin. TBT kan afgebroken worden onder invloed van UV straling. De infiltratie van zonlicht in de bodem is echter zeer gering.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de genomen monsters en analyseresultaten. De analysecertificaten zijn weergegeven in bijlage 1.

Tabel 6.5.1 Resultaten slibanalyses op TBT en tin proefdijk Magershoek

Parameters		D1 (0-30)	D1 (100-150)	D2 (0-30)	D2 (100-150)	D3 (0-20)	D3 (100-120)	D4 (0-20)	D4 (100-120)	D5 (0-20)	D5 (90-150)
Droge Stof	%	72	72	69	66	73	68	75	58	73	62
Tin (Sn)	mg/kg ds	< 10,00	< 10,00	12,19	13,82	10,18	< 10,00	16,73	13,81	10,83	17,83
Tributyltin	mg/kg ds	0,031	0,028	0,02	0,039	0,027	0,029	0,02	0,058	0,025	0,058

De analyseresultaten geven aan dat er zo goed als geen onderscheid gemaakt kan worden tussen de concentraties TBT en tin in de ondiepe en diepere

grondmonsters. Bodemvorming heeft voorlopig geen impact op de afbraaksnelheid van TBT. De proefdijk is definitief aangelegd in 2001. Bodemvorming is eigenlijk nog maar net aan de gang. Mogelijk is er wel een invloed te merken op langere termijn.

Indien TBT volledig zou afbreken tot tin dan is het interessant om te weten welke grondconcentratie dit zou teweeg brengen en of deze mogelijk een nadelige invloed zou kunnen hebben op mens en dier. Rekening houden met een gemiddelde TBT concentratie van 0,034 mg/kg ds en een moleculair TBT gewicht van 230 g/mol en een atomair gewicht van tin van 119 g/mol kan een bodemconcentratie tin van 0,015 mg/kg ds berekend worden. Dit is een verwaarloosbare aanrijking voor de reeds vastgestelde tin concentraties rond 12 mg/kg ds in de bodem.

De afbraak van TBT waarbij tin vrijkomt levert geen relevante aanrijking aan de bodemconcentratie.

6.5.3 *Grondwatersverspreiding*

Het water in en onder de proefdijk kan mogelijk aangerijkt worden door uitloging van de aanwezige verontreiniging. In de voorgaande modelleringen is er steeds vanuit gegaan dat de grondwaterconcentratie dezelfde is als de poriënwaterconcentratie die in evenwicht staat met de grondconcentratie. Hierbij wordt geen rekening gehouden met complexvorming die de oplossing van de verontreinigende stof in het water verhindert.

De metalen die normaal de beste oplosbaarheid hebben blijken zeer slecht uit de bodem te logen en in het grondwater op te lossen (zie pH-stat testen). De organische componenten zijn in geringe concentraties aanwezig. Hier zijn het enkel de goed oplosbare componenten die mogelijk het grondwater zouden kunnen aanreiken. De samenstelling van het baggerslib (hoog klei en organische stof gehalte), de slechte uitloogbaarheid van de metalen en de zeer beperkte concentraties aan goed oplosbare organische verbindingen geven aan dat er weinig uitloging naar het grondwater te verwachten valt.

De grondwaterconcentraties ter hoogte van de proefdijk zijn gemeten door Ecolas voor de bouw van de dijk in 1999 tot in 2002. Het water is telkens geanalyseerd op metalen en ionen (typische parameters voor uitloging).

Voor de aanleg van de proefdijk in 1999 zijn in het grondwater verhoogde concentraties aan arseen gemeten boven de bodemsaneringsnorm. In 2002 zijn gelijkaardige concentraties in het grondwater rond en in de proefdijk gemeten. Ook voor de andere metalen zijn de concentraties uit 1999 vergelijkbaar met deze uit 2002. Er is dus geen echte aanrijking merkbaar in het grondwater. Zelfs niet in het water dat in de dijk aanwezig is. Deze concentraties bevestigen dat er weinig uitloging plaatsvindt.

Voor de evaluatie van de grondwateranalyses wordt verwezen naar het rapport: “*Monitoring Peilbuizen, Overzichtsverslag van de volledige monitoringscampagne, Proefdijk Magershoek Antwerpen, maart '03, ref 01/5501/WD, Ecolas*”.

Algemeen wordt er dus weinig aanrijking van verontreinigende stoffen in het grondwater door uitlogging van het baggerslib verwacht.

Indien op lange termijn er toch verhoogde concentraties in het grondwater zouden ontstaan dan zullen deze via de grondwaterstroming verspreiden.

Grondwatersverspreiding kan eenvoudig gemodelleerd worden met de Domenico formule voor grondwaterstroming. Deze formule berekent in een 2D ruimte de concentratie op een punt verwijderd op een afstand X van de bronzone met een gekende grondwaterconcentratie. Hierbij wordt rekening gehouden met de gradiënt van het grondwater, de permeabiliteit van de aquifer, de grootte van de bronzone, De grondwaterstroming in de dijk is hier niet van belang. Dit omdat de dijk als één bron wordt beschouwd en de verontreiniging aan geleverd wordt aan het onderliggende grondwater. De permeabiliteit van de onderliggende bodem is wel van belang. De grondwatersverspreiding wordt dan gemodelleerd voor de onderliggende bodem.

Algemeen

Omdat de hydrogeologie op de verschillende geplande dijklocaties niet gekend is wordt de berekening uitgevoerd waarbij voor elke parameter in het Domenico model een uniforme verdeling ingegeven wordt. Als input worden gangbare waarden voor zandige tot siltige aquifers gebruikt.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de inputparameters voor de berekende grondwatersverspreiding.

Tabel 6.5.2 Overzicht verdeling invoerwaarden voor grondwatermodellering

Parameter	Eenheid	Uniforme verdeling	
		Minimum	Maximum
Permeabiliteit	m / d	0,1	30
Gradiënt	m / m	0,0001	0,1
Effectieve porositeit	-	0,05	0,35
Lengte pluim	m	10	400
Breedte pluim	m	5	200
Dikte pluim	m	1	5
Longitudinale dispersie	m	0,1	4
Transversale dispersie	m	0,05	2
Verticale dispersie	m	0,05	2
Afstand tot receptor	m	1	200

De berekeningen zijn uitgevoerd voor de risico-drijvende stoffen arseen, cadmium, chroom, lood en minerale olie (C8-C10 aromatisch). De respectievelijke ingevoerde grondwaterconcentraties, bepaald op basis van de poriënwaterconcentratie zijn:

- Arseen: 52 µg/l (met bodemsaneringsnorm 20 µg/l)
- Cadmium: 158 µg/l (met bodemsaneringsnorm 5 µg/l)
- Chroom: 77 µg/l (met bodemsaneringsnorm 50 µg/l)

- Lood: 26 µg/l (met bodemsaneringnorm 20 µg/l)
- Minerale olie (C8-C10 aromatisch): 64000 µg/l (met bodemsaneringnorm 50 µg/l).

De berekende grondwaterconcentraties overschrijden de bodemsaneringsnormen.

De resultaten van de modellering ter bepaling van de grondwaterconcentraties op een afstand tussen 1 en 200m met de hierboven vermelde parameters zijn weergegeven in onderstaande tabel. Naast de spreiding van de berekende grondwaterconcentraties is ook de kans weergegeven dat een concentratie de bodemsaneringsnorm zal overschrijden.

Tabel 6.5.3 Berekende spreiding van de grondwaterconcentraties en toetsing aan de bodemsaneringsnormen grondwater

Stof	Grondwaterconcentraties µg/l					
	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum	BSN	Percentage > BSN
Arseen	4,25	4,72	0,18	34,9	20	5%
Cadmium	12,8	14,2	0,54	105	5	66%
Chroom	6,18	6,87	0,26	50,8	50	1%
Lood	21,2	23,5	0,89	174	20	33%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	5197	5772	219	42700	50	100%

Uit de probabilistische benadering van de grondwaterspreiding blijkt dat er weinig tot geen kans is dat arseen en chroom zich verder zouden verspreiden en daar de kwaliteit van het grondwater sterk beïnvloeden. Lood en zeker cadmium zullen zich verder verspreiden. De kans dat ze de bodemsaneringsnorm gaan overschrijden binnen een afstand van 200 m rond de bron is respectievelijk 1 en 2 op 3.

Volgens de berekeningen zal minerale olie (C8-C10 aromatisch) blijkbaar over de gehele afstand van 200 m het grondwater verontreinigen met een concentratie boven de bodemsaneringnorm. Dit is een ruime overschatting van de wat de ervaring leert. De berekende poriënwater concentratie bedraagt 64000. Dit is een minerale olie concentratie die aangeeft dat puur product aanwezig is. Deze concentratie is een ruime overschatting van de waarden die in de realiteit worden aangetroffen in het grondwater in evenwicht met een grondconcentratie van 433 mg/kg ds. Tevens is minerale olie een mengsel dat niet enkel korte maar ook lange ketens bevat. Wanneer op het terrein een grondconcentratie van 433 mg/kg ds gemeten wordt, wordt meestal geen detecteerbare of zeer lage minerale olie grondwaterconcentratie gemeten. De modellering geeft wel aan dat binnen de afstand van 200 m van de bron met een grondwaterconcentratie van 64000 µg/l de grondwaterconcentratie tussen de 43000 en 270 µg/l ligt. Wat voor de minimum waarde toch een aanzienlijke afname is op een afstand van 200 m afstand.

Minerale olie grondwaterverontreiniging afkomstig van een diffuse bron zoals de proefdijk is in de realiteit verwaarloosbaar. Door het slechte mobiele karakter van de langere minerale olie ketens is de verspreiding zeer beperkt en heeft men al een puntbron nodig om voldoende massa te concentreren in de bodem om de

verspreiding mogelijk te maken. De berekende waarden voor minerale olie zijn louter indicatief en kunnen alleen gebruikt worden wanneer effectief zeer verhoogde concentraties in het grondwater worden aangetroffen.

Dekzanden

In vroegere studie (Ecorem (1999) Milieuvergunningaanvraag loswallen ten Noorden van de Zandvlietsluis) van het gebied rond de loswallen werden de permeabiliteit en de effectieve porositeit van de opgespoten zanden bepaald. De waarde van de permeabiliteit lag tussen 1,2 en 52 m/dag met een gemiddelde van 12 m/dag. De effectieve porositeit bedraagt 0,3. Deze waarden zijn ingevoerd in het model samen met de waarden en hun respectievelijke verdelingen zoals weergegeven in tabel 6.5.2. Voor de permeabiliteit is een trigonaal verdeling ingegeven.

De resultaten van de modellering ter bepaling van de grondwaterconcentraties op een afstand tussen 1 en 200m met de hierboven vermelde parameters en de specifieke waarden voor de dekzanden van de loswallen zijn weergegeven in onderstaande tabel. Naast de spreiding van de berekende grondwaterconcentraties is ook de kans weergegeven dat een concentratie de bodemsaneringsnorm zal overschrijden.

Tabel 6.5.4 *Berekende spreiding van de grondwaterconcentraties en toetsing aan de bodemsaneringsnormen grondwater op basis van de gegevens over de dekzanden*

Stof	Grondwaterconcentraties µg/l					
	Gemiddelde	Standaarddeviatie	Minimum	Maximum	BSN	Percentage > BSN
Arseen	3,07	3,99	0,11	40	20	2%
Cadmium	9,26	12	0,33	120	5	50%
Chroom	4,48	5,81	0,16	58	50	1%
Lood	15,3	20	0,54	199	20	22%
Minerale olie (C ₈ -C ₁₀ aromatisch)	3762	4881	133	48964	50	100%

De waarden voor de dekzanden geven aan dat de gemiddelde waarden lager liggen dan bij de modellering met een uniforme verdeling voor zowel de permeabiliteit als de effectieve porositeit. De gemiddelde berekende grondwaterconcentraties voor arseen, chroom en lood liggen beneden de respectievelijke bodemsaneringsnorm. Voor cadmium overschrijdt de gemiddelde berekende concentratie maar licht de bodemsaneringsnorm. De berekende maximum concentraties liggen wel hoger bij de waarden voor de dekzanden dan bij de algemene waarden. De standaard deviatie voor de berekende concentraties is kleiner bij de dekzanden modellering. Beide variaties zijn een gevolg van de trigonaal verdeling die gebruikt is voor de permeabiliteit invoerwaarden verdeling. Ook de kans op een overschrijding van de bodemsaneringsnormen zijn kleiner voor de waarden van de dekzanden. Voor arseen en chroom is de kans op een overschrijding verwaarloosbaar. Voor cadmium en lood bedragen deze respectievelijk ongeveer 1 op 2 en 1 op 5.

Net zoals bij de vorige modellering zal volgens de berekeningen voor de dekzanden minerale olie (C8-C10 aromatisch) over de gehele afstand van 200 m het grondwater verontreinigen met een concentratie boven de bodemsaneringnorm. Ook hier gelden dezelfde argumenten wat betreft mobiliteit en uitloging reeds in de vorige paragrafen aangehaald.

De resultaten van de verschillende berekeningen en modelleringen zijn weergegeven in bijlage 6.

6.5.4

Conclusie

De uitloogproeven hebben aangetoond dat er zeer weinig uitloging van metalen uit het slib plaatsvindt. Ook op lange termijn zal hier weinig verandering in komen. Door de hoge zuurbufferende capaciteit van het baggerspecie en de aanwezige metaalcomplexen zal verzuring en daarop volgende uitloging van metalen weinig waarschijnlijk zijn.

Er is geen invloed vastgesteld op de mogelijke afbraak van TBT tot tin door bodemvorming. De massa tin die mogelijk door de afbraak van TBT aan de bodem kan aangeleverd worden is verwaarloosbaar tov de reeds aanwezige tinconcentratie.

Indien er op zeer lange termijn een grondwaterverontreiniging zou ontstaan door uitloging van de verontreinigende stoffen uit de proefdijk, dan is de kans op een grote verspreiding van de metalen arseen en chroom beperkt tot nihil. Deze is ook onbestaande voor de organische parameters behalve indien er zeer grote concentraties uit de dijk zouden logen wat weinig waarschijnlijk is. Indien cadmium en lood door uitloging in het grondwater zouden terecht komen en daar verhoogde concentraties vormen dan kunnen ze wel over een grote afstand verspreiden. Echter hebben de uitloogproeven aangetoond dat lood zo goed als niet uitloogt, zelfs op lange termijn. Cadmium loogt beter uit dan lood. Maar ook hier is aangetoond dat er voor cadmium slechts 2 à 3 mg/kg bodem uitloogt op 100 jaar. De kans op de sterk verhoogde grondwaterconcentraties aan metalen is dus zeer klein.

In opdracht van de Technische Dienst van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen voerde ERM een ecotoxicologische studie uit waarin de impact van de bouw van een bufferdijk met verontreinigd baggerslib op mens en grazende schapen werd nagegaan. Hiervoor werd een rekenblad opgesteld gebaseerd op het Vlaamse risico-model Vlier-Humaan en het formularium voor grondwatertransport Domenico. Aan de hand van veld- en literatuurgegevens werd de impact van de aanwezige verontreinigingen op (1) begroeiing (als tussenstadium), (2) grazend vee en (3) mensen die recreatief aanwezig zijn op de dijk geëvalueerd. De evaluatie is uitgevoerd met in het achterhoofd het Vlaamse bodemdecreet, het uitvoeringsbesluit en de hiervoor uitgewerkte richtlijnen. Als uitkomst geeft dit model de meest relevante blootstellingsroutes en risico-index (RI) voor elk element waarvan de bodemconcentratie in het model werd gebracht.

Een aantal belangrijke begrippen worden eerst gedefinieerd en verder in de conclusies cursief weergegeven:

- *Conservatieve modellering*: bij de selectie van de invoerparameters en de gemaakte aannames voor de modellering worden de waarden geselecteerd die de slechtst denkbare situatie weergeven;
- *Gevoeligheidsanalyse*: analyse waarbij de invloed van schommelingen in bodem- of andere parameters op de uitkomst van het model wordt nagegaan;
- *Ingestie*: opname van stoffen via de spijsvertering;
- *Inhalatie*: opname van stoffen via de longen;
- *Maximaal gemeten concentratie*: hoogste concentratie gemeten in verschillende onderzoeken uitgevoerd op baggerslib van de Antwerpse Haven (black-points waar lokaal zeer sterk verhoogde concentraties van bepaalde stoffen kunnen gemeten worden zijn niet in rekening gebracht omdat het slib van deze locaties zowiezo niet in aanmerking komt voor hergebruik in baggerdijken);
- *Risicodrijvende stof*: Wanneer een individu wordt blootgesteld aan verschillende stoffen zullen sommige stoffen door hun concentratie en eigenschappen meer nadelige invloed hebben dan andere. Die stoffen vergroten de kans op nadelige effecten en drijven dus het risico.
- *Risico-index (RI)*: Geeft de verhouding weer tussen de berekende dosis of concentratie en de referentie dosis of concentratie. Bij $RI < 1$ is er geen risico, bij $1 < RI < 10$ is er mogelijk een risico, bij $10 < RI < 100$ is er een grote kans op een risico en moeten preventiemaatregelen overwogen worden en bij $RI > 100$ is er een risico en zijn preventiemaatregelen nodig
- *Lange blootstelling*: continue blootstelling aan een stof gedurende langer dan 1 jaar ;
- *Zware inspanning*: activiteit waardoor het lichaam meer belast wordt dan in “normale” omstandigheden. Dit gaat gepaard met een versnelde hartslag en ademhaling (vb: sporten, het torsen van een zware last, rennen, ...);
- *Geen ernstige bedreiging*: deze term uit het Vlaamse bodemdecreet geeft aan dat een bodemverontreiniging geen nadelige gevolgen heeft voor de receptoren die er aan worden blootgesteld, binnen de vooropgestelde

criteria van de risico-evaluatie (Vlaamse wetgeving en uitvoeringsbesluiten betreffende bodem). Op basis van het al dan niet aanwezig zijn van een ernstige bedreiging wordt de noodzaak tot het treffen van beschermingsmaatregelen bepaald.

7.1 *CONCLUSIES*

7.1.1 *Risico's voor de mens bij standaard dagrecreatie: case study te Magershoek*

Blootstellingsroutes

Mensen die recreatief op de dijk aanwezig zijn, nemen de meeste verontreiniging op via *ingestie* van bodemdeeltjes en *inhalatie* van bodemdampen.

Risicodrijvende stoffen en globale risico-evaluatie

De *risico-drijvende stoffen* zijn arseen, lood en chroom met een RI van respectievelijk 1,19, 1,15 en 1,88. Dit zijn slechts zeer geringe overschrijdingen van de grenswaarde 1. Bovendien hebben labotests uitgewezen dat de biobeschikbaarheid (waar in de modellering geen rekening mee gehouden wordt) van de metalen arseen en lood zeer laag is. Bij *ingestie* zal dus slechts een fractie van de totale concentratie voor opname beschikbaar zijn. Omdat het uitgewerkte model een *conservatieve benadering* is en omdat Magershoek geconcipieerd is als een worst-case, kan men besluiten dat het zeer onwaarschijnlijk is dat de testdijk in Magershoek nadelige gevolgen heeft voor de mens bij recreatief gebruik.

7.1.2 *Variabele en bijkomende factoren die het risico kunnen beïnvloeden*

Bovenstaande besluiten gelden voor de casestudy te Magershoek. Om meer algemeen geldende uitspraken te kunnen doen werd echter ook een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hierbij wordt de invloed van variaties in de gebruikte parameterwaardes op de risico-index (RI) bekeken. Er wordt dus een spreiding bekomen van een minimale tot maximale RI. De meest relevante parameters worden hieronder besproken.

Slibconcentraties

De RI's werden herberekend, enerzijds aan de hand van de spreiding in de pollutentconcentraties die gemeten werden in verschillende onderzoeken op baggerslib van de Antwerpse haven, anderzijds aan de hand van de maximale concentraties van al deze onderzoeken samen. De resultaten van dit laatste worst-case scenario geven aan dat er voor een aantal parameters reële risico's voor de mens bestaan. Vooral lood, korte minerale olietkens en acenaftyleen vormen met RI_{max} van respectievelijk 18,8, 18,3 en 13,2 een potentieel risico. De overschrijdingen van de grenswaarde 1 blijven ook hier beperkt, maar dit zijn ongetwijfeld stoffen waar extra aandacht aan besteed moet worden. Kleinere overschrijdingen treffen we aan bij benzopyreen ($RI_{max}=4,75$), TBT ($RI_{max}=2,69$), chroom ($RI_{max}=2,20$), arseen ($RI_{max}=1,61$), benzo(a)anthraceen ($RI_{max}=1,58$), cadmium ($RI_{max}=1,50$) en indeno(1,23-cd)pyreen ($RI_{max}=1,08$).

Hierbij dient worden opgemerkt dat dit een zeer conservatieve scenario is. Een dijk zal nooit volledig opgebouwd zijn uit maximaal verontreinigd slib. In de praktijk is de kwaliteit van de bulksamenstelling veel beter. Daarbij komt nog dat

Vlier-Humaan sowieso een relatief conservatief model is (er wordt bijvoorbeeld gerekend met totale concentraties terwijl voor stoffen zoals zware metalen de beschikbare fractie veel lager ligt). De berekende RI_{max} 's hier weergegeven liggen dus wellicht significant hoger dan de reële RI's.

Consumptie van dierlijke producten

Indien vlees of melk geconsumeerd wordt, afkomstig van schapen die op de dijk grazen, vormt dit voor organische pollutanten een relevante bijkomende blootstellingsroute voor de mens (naast ingestie en inhalatie, ook hier geldt dat de blootstellingsroutes los staan van het al dan niet aanwezig zijn van een risico). Korte minerale oliëketens worden voor de mens een bijkomende risicodrijvende stof ($RI=1,43$) naast de eerder genoemde metalen arseen, chroom en lood. Ook hier gaat het om een zeer geringe overschrijding van de RI-drempelwaarde. Vooral het vetgehalte van de dierlijke producten bepaalt de opname van organische componenten door de mens. Schapenvlees en -melk zijn in deze context ongunstig door hun relatief hoge vetgehalte. De consumptie van dierlijke producten resulteert niet in een verhoogde RI voor metalen.

Zware inspanningen

Zwaardere inspanningen zoals sporten leiden tot een groter ademvolume en daar mee gepaard een grotere opname van vluchtige componenten. Er zijn echter relatief weinig vluchtige stoffen in de baggerspecie van de proefdijk aanwezig. Voor de korte minerale oliëketens ($RI_{max}=1,56$) en benzo(a)pyreen ($RI_{max}=1,40$) leidt een groter ademvolume tot een lichte overschrijding van de grenswaarde 1. Door het op termijn vervluchtigen van de betreffende stoffen zal de RI dalen in functie van de tijd. De opname van de metalen wordt zo goed als niet beïnvloed door een groter ademvolume.

Drinkwater

Gebruik van water als drinkwater afkomstig van of uit de onmiddellijke omgeving van de dijk leidt tot een duidelijke verhoging van de RI (bv: RI van korte minerale oliëketens varieert van 1,44 indien geen drinkwater van de dijk geconsumeerd wordt tot 24,4 indien uitsluitend water van de dijk geconsumeerd wordt). Gebruik van water als drinkwater moet dus vermeden worden, maar het gaat hier uiteraard om een zeer onwaarschijnlijk scenario.

Verblijftijd

Bij een *conservatieve modellering* heeft voor zowel mensen als vee de verblijftijd op de site een grote invloed op de totale opname van verontreinigende stoffen. De RI's blijven echter beperkt. De RI_{max} voor arseen, chroom, lood en korte minerale oliëketens bedraagt bij dagelijks aanwezigheid op de dijk respectievelijk 1,02; 1,65; 1,16 en 1,38. Dit zijn slechts kleine overschrijdingen van de grenswaarde 1. Wanneer realistische tijdsverdelingen gemodelleerd worden, blijken nadelige gevolgen door blootstelling aan de verontreinigingen echter onbestaande.

Bodemcompactie en organisch stofgehalte

Uit een gevoeligheidsanalyse is gebleken dat verhoogde bodemcompactie en een hoog organisch stofgehalte leiden tot een geringere opname van organische componenten door vee. Door binding aan de organische complexen zijn de

polluenten minder beschikbaar. De andere onderzochte bodemkenmerken (densiteit, pH, ruwheid van het bodemoppervlak, concentratie gesuspendeerde deeltjes in de lucht) hebben een beperkte impact op de totale opname zowel voor mensen als voor vee. Potentieel relevante parameters zoals krimpscheuren en zoutgehalte van de bodem werden echter niet onderzocht.

Invloed pH

Metalen logen vrijwel niet uit bij neutrale (pH 7) en licht zure pH (pH 5 - 6) en slechts gering bij zuurdere pH (pH 3 - 4). De baggerspecie heeft een zeer hoge zuurbufferende capaciteit. Metalen zoals lood, chroom en arseen hebben hierdoor een lagere biobeschikbaarheid dan voor een "standaard" bodem wordt aangenomen. Door deze beperkte biobeschikbaarheid ligt de reële opname door de mens dus lager dan berekend in de modelleringen.

7.1.3

Risico's voor schapen bij gemiddelde bodemverontreiniging

Schapen kunnen niet enkel fungeren als tussenstadium voor de eindreceptor mens, maar kunnen zelf ook als eindreceptor worden beschouwd. Vooral in het kader van eventueel graasbeheer is dit een relevante denkpiste.

Blootstellingsroutes

Voor schapen die op de dijk grazen is *ingestie* van bodemdeeltjes de belangrijkste blootstellingsroute. Daarnaast zijn ook opname via voedsel en drinkwater van belang.

Risico-drijvende stoffen

Alleen arseen is een risicodrijvende stof en dan nog enkel bij de maximum gemeten concentraties ($RI_{\max}=1,34$). Het gaat om een geringe overschrijding van de drempelwaarde en de kans op nadelige gevolgen is dus zeer gering.

De opname van metalen door bepaalde plantensoorten zoals de wilg kan zeer hoog zijn. De invloed hiervan op de opname door grazend vee is echter verwaarloosbaar, temeer omdat de dieren er een gevarieerd dieet op nahouden.

7.2

AANBEVELINGEN

- Bij de constructie van de bufferdijken uit baggerslib van de Antwerpse haven dient het gebruik van slibpartijen met sterk verhoogde concentraties aan metalen, PAK's en minerale olie vermeden worden. Door gebruik te maken van weinig verontreinigd havenslib kan van bij de aanleg de opname door blootstelling aan bepaalde verontreinigende stoffen in het slib laag gehouden worden. De eventuele invloed van een verhoogde achtergrondblootstelling wordt hierdoor ook veel beperkter.
- De dijken dienen zo compact mogelijk aangelegd te worden, omdat compactie de opname van organische polluenten beperkt.
- Er dient voldoende begroeiing voorzien worden om verwaaiing en erosie van het bodemoppervlak te voorkomen. Inhalatie van bodemdeeltjes is namelijk een belangrijke blootstellingsroute.

- Het aanbrengen van een leeflaag met niet vervuilde grond op de dijk zou de blootstelling enorm reduceren omdat op deze wijze de belangrijkste blootstellingsroute (*ingestie* van bodemdeeltjes) vermeden wordt.
- De proeven en modelleringen geven aan dat er zo goed als geen uitloging zal plaatsvinden van metalen uit de dijk. Er wordt wel aangeraden om de monitoring van het grondwater ter hoogte van de proefdijk verder uit te voeren, zodat dit met veldgegevens kan bevestigd worden.

7.3

EINDCONCLUSIE

- UIT DE CASESTUDY TE MAGERSHOEK IS GEBLEKEN DAT DEZE LANDSCHAPSDIJK *GEEN* NADELIGE GEVOLGEN HEEFT VOOR MENS EN DIER BIJ RECREATIEF GEBRUIK RESPECTIEVELIJK BEGRAZING (BINNEN DE VOOROPGESTELDE CRITERIA VAN DE RISICO-EVALUATIE (HOOFDSTUKKEN 6.1 EN 6.2))
- DANKZIJ EEN GEVOELIGHEIDSANALYSE KUNNEN DE RISICO'S VAN DE AANLEG VAN DE BAGGERDIJKEN IN DE HAVEN OOK GLOBAAL INGESCHAT WORDEN. DE RISICODRIJVENDE STOFFEN DIE PRIORITAIR MOETEN OPGEVOLGD WORDEN, DE BELANGRIJKSTE BLOOTSTELLINGSROUTES EN DE INVLOED VAN EEN AANTAL BELANGRIJKE BODEMPARAMETERSWERDEN IN KAART GEBRACHT. INDIEN DE HIERUIT VOORTVLOEIENDE AANBEVELINGEN IN ACHT GENOMEN WORDEN KUNNEN DE RISICO'S VOOR MENS EN DIER ONDER CONTROLE WORDEN GEHOUDEN EN TOT VERWAARLOOSBAAR WORDEN HERLEID.
- DE BESLUITEN GELDEN NIET VOOR STERK VERONTREINIGD SLIB VAN BLACK-SPOTS IN DE HAVEN. BLACK-SPOT SLIB KOMT NIET IN AANMERKING VOOR LANDSCHAPSBOUW

