



**Universiteit
Leiden**
The Netherlands

Beschrijving en evaluatie van de normstelling voor PAK in Baggerspecie

Gorree, M.; Tamis, W.L.M.

Citation

Gorree, M., & Tamis, W. L. M. (1995). Beschrijving en evaluatie van de normstelling voor PAK in Baggerspecie. Retrieved from <https://hdl.handle.net/1887/8043>

Version: Not Applicable (or Unknown)
License: [Leiden University Non-exclusive license](#)
Downloaded from: <https://hdl.handle.net/1887/8043>

Note: To cite this publication please use the final published version (if applicable).

BESCHRIJVING EN EVALUATIE VAN DE NORMSTELLING
VOOR PAK IN BAGGERSPECIE

BESCHRIJVING EN EVALUATIE VAN DE NORMSTELLING
VOOR PAK IN BAGGERSPECIE

Marieke Gorree
Wil L.M. Tamis

Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
Postbus 9518
2300 RA Leiden

CML rapport 119
Sectie Ecosystemen & Milieukwaliteit

Dit onderzoek is verricht in opdracht van het Gemeenschappelijk Orgaan Baggerspecie
Zuid-Holland

Dit rapport kan op de volgende wijze worden besteld:

- telefonisch: 071-277485
- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk rapportnummer, naam besteller en verzendadres aangeven
- per fax: 071-277434

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Gorree, Marieke

Beschrijving en evaluatie van de normstelling voor PAK in baggerspecie / Marieke

Gorree, Wil L.M. Tamis. - Leiden : Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden.

- (CML rapport, ISSN 1381-1703 ; 119. Sectie Ecosystemen & Milieukwaliteit)

Met lit. opg. - Met samenvatting in het Engels.

ISBN 90-5191-097-5

Trefw.: polycyclische aromatische koolwaterstoffen / baggerspecie ; normering.

Druk: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1995

Dit onderzoek werd in de periode 1 januari - 1 juli 1995 uitgevoerd door drs. M. Gorree (projectuitvoering en projectsecretariaat) en drs. W.L.M. Tamis (projectleiding) van het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden. De opdracht ertoe is verleend door het Gemeenschappelijk Orgaan Baggerspecie (GOB), een belangenbundeling van de waterschappen in Zuid-Holland.

In waterschapsland bestaat nog weinig inzicht in de achtergrond van de huidige kwaliteitsnormen voor baggerspecie, in het bijzonder voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK): waar komen zij precies uit voort? Hoe hangen zij samen met welke (beoogde) beschermingsniveaus in het milieu?

Voorts leeft bij de opdrachtgever sinds enkele jaren het vermoeden, dat het huidige rijksbeleid t.a.v. bagger in een aantal gevallen onnodig duur is in verhouding tot de gunstige milieueffecten die ermee geboekt worden.

Tegen die achtergrond is er behoefte aan een fundamentele discussie over de milieuaspecten bij het regionale onderhoudsbaggerwerk (waarvan de voortgang essentieel is in het waterbeheer). De opgave is de keuzemogelijkheden bij het uitoefenen van die taak zó te benutten, dat het integraal milieueffect (op alle milieucompartimenten samen) optimaal is tegen minimale kosten.

De hier aangegeven milieurendementsdiscussie zal in de komende paar jaren nader gestalte krijgen, met als deelnemers in elk geval het rijk, de provincies, de gemeenten en de waterschappen. Het GOB is van mening dat de waterschappen hierin initiatieven moeten nemen en de toon (mede) moeten zetten. Zij immers kennen de regionale watersystemen en de mogelijkheden en beperkingen van de waterbeheerspraktijk.

Deze discussie moet plaatsvinden tussen goed geïnformeerde partners. Bij het proces van normontwikkeling is de waterschapswereld tot nu toe weinig betrokken geweest. Het huidige project is bedoeld om daarin enige verandering te brengen. Een mogelijkheid daartoe was om de structuur van het staande normengebouw, inclusief de sterke en de eventuele zwakke plekken, eens door niet-bouwers te laten beschrijven en beoordelen. Het GOB hoopt zo een nuttige impuls te geven aan de gewenste discussie.

De begeleidingscommissie had de volgende deelnemers:

- drs. M.C. van Rossenberg - VROM-DGM, directie Bodem, afd. Waterbodems en Kwaliteit;
ir. J.E.M. Beurskens - RIVM, Laboratorium voor Water en Drinkwater;
ir. C.A. Schmidt - RIZA, afd. Chemie en Ecotoxicologie;
ir. E.S.J. van Tuinen - Hoogheemraadschap van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden;

drs. P.H.M. Nelissen - Hoogheemraadschap van Delfland (voorzitter)

Voorts heeft drs. C. van de Guchte (RIZA, afd. Chemie en Ecotoxicologie) als informant en klankbord invloed gehad op de inhoud van het rapport, waarvoor de commissie erkentelijk is.

Het rapport moet gezien worden als het antwoord van onafhankelijke onderzoekers op vragen uit de waterschapswereld. De conclusies en aanbevelingen geven primair het perspectief van de opdrachtnemers weer en niet noodzakelijkerwijs dat van (leden van) de begeleidingscommissie. Namens de commissie,

P.H.M. Nelissen

INHOUD

Voorwoord	v
Inhoud	viii
Samenvatting	xi
Summary	xv
1 Inleiding	1
1.1 Kader	1
1.2 Doel onderzoek	3
1.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	3
1.4 Leeswijzer	6
1.5 Dankwoord	6
2 Milieukwaliteitsdoelstellingen en normen	7
2.1 Inleiding	7
2.2 Afleiding risiconiveaus	9
2.2.1 Maximaal toelaatbaar risico en verwaarloosbaar risico	9
2.2.2 MTR en VR voor PAK	11
2.2.3 Ernstig risico	15
2.2.4 ER voor PAK	17
2.3 Vaststelling van milieukwaliteitsnormen	20
2.3.1 Streefwaarde	22
2.3.2 Grenswaarde	22
2.3.3 Toetsingswaarde	23
2.3.4 Interventiewaarde	24
3 Effecten van PAK	27
3.1 Inleiding	27
3.2 Effecten op de mens	28
3.2.1 Niet-carcinogene effecten	28
3.2.2 Carcinogene en mutagene effecten	28
3.3 Effecten op aquatische organismen	29
3.3.1 Oude toxiciteitsgegevens	30
3.3.2 Nieuwe toxiciteitsgegevens	33

3.4 Effecten op terrestrische organismen	34
3.4.1 Effecten van PAK in op de kant gezette baggerspecie	34
3.4.2 Waargenomen effecten van PAK op terrestrische organismen	35
3.4.3 Partiticoëfficiënten	37
4 PAK-concentratie in bagger op de kant	39
4.1 Inleiding	39
4.2 Verdwynprocessen	40
4.2.1 Verdamping en afbraak	40
4.2.2 Afspoeling en uitspoeling	42
4.2.3 Opname door planten	43
5 Evaluatie	45
5.1 Inleiding	45
5.2 Normstellingsprocedure	45
5.2.1 Normstelling algemeen	45
5.2.2 Normstellingsprocedure bekeken per norm	47
5.3 Effecten van PAK	49
5.3.1 Toxiciteitsgegevens	49
5.3.2 Partiticoëfficiënten	50
5.4 Verdwynprocessen	50
5.5 Conclusies	52
5.6 Aanbevelingen	55
Literatuur	57
Bijlage 1: Begrippenlijst	63

Jaarlijks komen grote hoeveelheden baggerspecie vrij bij het onderhoud van hoofdwatgangen en boezemwateren. Een deel van deze baggerspecie is dusdanig verontreinigd dat het volgens de huidige normstelling niet op de kant mag worden gezet. Deze verontreinigde baggerspecie moet worden opgeslagen of worden gereinigd. Hiermee zijn grote kosten gemoeid.

Bij vele waterschappen bestaat onvoldoende inzicht in de achtergrond en de onderbouwing van de huidige kwaliteitsnormen voor baggerspecie, met name wat betreft de polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK). De waterschappen hebben behoefte aan een fundamentele discussie met de overheid over het milieurendement van het onderhoudsbaggerwerk, waarvan de voortgang essentieel is voor het waterbeheer. Om deze discussie goed te kunnen voeren, heeft het Gemeenschappelijk Orgaan Baggerspecie (GOB), een belangenbundeling van de waterschappen in Zuid-Holland, aan het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML) opdracht gegeven als onafhankelijk instituut de achtergrond en de totstandkoming van de huidige kwaliteitsnormen van baggerspecie, met name voor PAK, te beschrijven en te beoordelen.

In het inleidende hoofdstuk wordt een algemeen kader geschetst. Aan de orde komen de verschillende klassen baggerspecie, de verwerkingsmethoden ervan en algemene informatie over PAK.

De achtergrond en de onderbouwing van normen voor baggerspecie worden beschreven in het tweede hoofdstuk. Er zijn vijf klassen baggerspecie, waarvan de grenzen respectievelijk worden gevormd door de streefwaarde, grenswaarde, toetsingswaarde en interventiewaarde. De hoogte van drie van deze vier normen is deels gebaseerd op wetenschappelijk onderbouwde risiconiveaus, nl. verwaarloosbaar risico, maximaal toelaatbaar risico en ernstig risico voor mens en ecosystemen. Daarnaast echter is de hoogte van deze normen onderhevig aan politieke afwegingen. De berekening van elk van de risiconiveaus en de afleiding daaruit van de "norm" wordt eerst algemeen beschreven. Afhankelijk van hoeveel betrouwbare toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, wordt gekozen voor een bepaalde afleidingsmethode voor het risiconiveau.

In het rapport wordt aangegeven welke methoden zijn toegepast voor PAK. De normstelling voor PAK in baggerspecie is gebaseerd op de som van 10 PAK-verbindingen. De afstemming tussen de compartimenten water, waterbodem en landbodem en de afstemming tussen effecten op ecosystemen en effecten op de mens vormen belangrijke stappen in de procedure. Voor PAK zijn over het algemeen weinig en dan voornamelijk aquatische toxiciteitsgegevens beschikbaar uit laboratoriumexperimenten, zodat voor de afleiding van de risiconiveaus gebruik is gemaakt van eenvoudige afleidingsmethoden met

veiligheidsfactoren en van partiticoëfficiënten, waarmee uit veilige gehalten in het water veilige gehalten in water- en landbodem zijn bepaald.

In hoofdstuk drie wordt een overzicht gegeven van de waargenomen en potentiële toxische effecten van PAK op de mens en ecosystemen. Hierbij is zowel aandacht besteed aan de gegevens die gebruikt zijn voor de huidige normstelling, als aan gegevens die later beschikbaar zijn gekomen. Omdat de rijksoverheid zelf bezig is met een evaluatie en herziening van de normen, is in het kader van dit project aan nieuwe informatie slechts in verkennende zin aandacht besteed. Wat betreft de effecten van PAK op de mens zijn met name de carcinogene en mutagene effecten van belang. Effecten op ecosystemen zijn met name bekend van waterorganismen. Het gaat hierbij voornamelijk om effecten als sterfte. De nieuwe bevindingen lijken niet sterk af te wijken van de oudere, die zijn gebruikt voor de normstelling. Gedocumenteerde waarnemingen van effecten van PAK in op de kant gezette baggerspecie zijn zeer weinig voorhanden en hebben uitsluitend betrekking op accumulatie van PAK in regenwormen. Ook is nog weinig laboratoriumonderzoek gedaan naar effecten van PAK op landorganismen. Sinds de totstandkoming van de normstelling voor PAK in baggerspecie zijn wel een aantal onderzoeken gestart naar de effecten van PAK op landorganismen. Op grond van de nu nog beperkte hoeveelheid gegevens kunnen nog geen conclusies over de gevoeligheid van landorganismen voor PAK getrokken worden. Wel wijzen de vooralsnog beperkte gegevens erop dat landorganismen iets minder gevoelig lijken te zijn dan voorspeld op grond van gegevens over waterorganismen. De nieuwe gegevens over partiticoëfficiënten lijken eveneens overeen te komen met de oude gegevens. Uit het bovenstaande kan worden geconcludeerd, dat de in het onderzoek betrokken nieuwe toxiciteitsgegevens en nieuwe partiticoëfficiënten geen aanleiding geven de bestaande normen aan te passen.

Als de baggerspecie op de kant wordt gezet, vinden er allerlei processen plaats, waardoor het gehalte van PAK in de baggerspecie op de kant lager wordt. Dit wordt beschreven in hoofdstuk vier. Tijdens de rijping van baggerspecie op het land dragen voornamelijk verdamping, microbiologische en chemische afbraak bij aan de afname van PAK. Voor de laagmoleculaire PAK (met 2 of 3 benzeenringen als bijvoorbeeld naftaleen) zijn verdamping en chemische afbraak de belangrijkste verdwynprocessen en voor de hoogmoleculaire PAK (met 4 of 5 benzeenringen als bijvoorbeeld benz[a]pyreen) is microbiologische afbraak het belangrijkste verdwynproces. Onder veldomstandigheden is de halfwaardetijd van de laagmoleculaire PAK ca. een half tot één jaar en van de hoogmoleculaire PAK circa 1 tot 4 jaar. De afname van PAK in baggerspecie door afspoeling, uitspoeling en door opname in planten lijkt gering te zijn.

De normstelling voor PAK in baggerspecie wordt in hoofdstuk vijf geëvalueerd in het licht van de informatie in de voorgaande hoofdstukken. Op grond van de verzamelde informatie kan in het algemeen worden gesteld dat, gegeven de gemaakte beleidskeuzen, de overheid de beschikbare toxicologische en bodemchemische informatie op een consequente wijze heeft uitgewerkt tot concrete normen. Met betrekking tot de normstel-

lingsprocedure en normen voor PAK in baggerspecie zijn er echter ook een aantal beleidsmatige en wetenschappelijke kritiekpunten. Daarom worden er enige suggesties voor verbetering gedaan.

De kritiekpunten van meer beleidsmatig/procedurele aard zijn de volgende:

- De toetsingswaarde is de enige norm voor baggerspecie die niet gebaseerd is op een wetenschappelijke afleiding, maar op overwegingen van praktische uitvoerbaarheid. Aanbevolen wordt voor de toetsingswaarde de risicofilosofie, die door het Rijk wordt gebruikt voor bodemgehalten aan bestrijdingsmiddelen in de landbouw, en die gebaseerd is op de verdwijningsprocessen van organische microverontreinigingen in de bodem, toe te passen.
- Binnen de normstellingsprocedure is de compartimentale afstemming van de normen een belangrijke stap. Als de gevoeligheid van landorganismen voor PAK echter veel lager blijkt te zijn dan van waterorganismen en als het vrijwel nooit voorkomt dat landbodembodem tot waterbodembodem wordt, dan kan worden overwogen om verschillende normen te hanteren voor waterbodembodem en voor landbodembodem. Maar, dit vereist meer onderzoek naar de gevoeligheid voor PAK van landorganismen en het herformuleren door het beleid van het multifunctionaliteitsprincipe voor de bodem.
- De voorlopers van de huidige grenswaarden, de AMK2000-waarden, hebben voor PAK door hun wijze van afleiding meer het karakter van streefwaarden en liggen ook op hetzelfde niveau als de huidige streefwaarden. De later afgeleide maximaal toelaatbaar risiconiveaus zijn hoger dan de AMK2000-waarden. Bijstelling van de grenswaarden vindt echter niet plaats vanwege het principe van voortschrijdende normstelling. De AMK2000-waarden voor PAK zouden echter, vanwege hun streefwaarde-achtige karakter, geen grote rol meer moeten spelen in de afleiding van grenswaarden voor PAK, ook niet in het kader van voortschrijdende normstelling. Het maximaal toelaatbaar risiconiveau is immers een beter onderbouwde risicomaat gebaseerd op betere methoden en meer gegevens.
- De normstellingsprocedure is ingewikkeld, waardoor het moeilijk is na te gaan op welke gegevens en keuzen de normen nu precies gebaseerd zijn.

De kritiekpunten van meer wetenschappelijke aard zijn de volgende:

- Voor de normstelling van baggerspecie wordt gebruik gemaakt van een somnorm van 10 PAK-verbindingen, waarvan de concentraties bij elkaar worden opgeteld, zonder daarbij rekening te houden met verschillen in toxiciteit tussen de verschillende PAK-verbindingen. Dit nadeel zou kunnen worden verholpen door rekening te houden met verschil in toxiciteit tussen verschillende PAK. De Toxic-Unit benadering (Hensbergen & Van Gestel, 1995) biedt hiertoe goede perspectieven.
- Met betrekking tot de grenswaarde en interventiewaarde wordt opgemerkt dat alleen rekening is gehouden met de effecten van de 10 PAK-verbindingen van de "somnorm" en niet met de ca. 200 overige PAK-verbindingen. Aanbevolen wordt nader onderzoek te doen op welke wijze in de normstelling rekening kan worden gehouden met de PAK-typen, die niet tot de 10-PAK van VROM behoren.

- Bij afstemming van normen tussen land- en waterbodem en water met behulp van partiticoëfficiënten gaat men er vanuit dat de PAK in principe goed beschikbaar kunnen zijn. Er wordt bewust geen rekening gehouden met de veelal lange verblijftijd van PAK in de waterbodem, waardoor de beschikbaarheid in het veld waarschijnlijk overschat wordt. Aanbevolen wordt onderzoek te doen naar partiticoëfficiënten van PAK in veldbodem en naar de mogelijkheid deze veld- K_p 's te gebruiken in plaats van lab- K_p 's voor de onderbouwing van een normstelling.
- Wat betreft de streefwaarde voor PAK wordt aanbevolen deze beter te onderbouwen met gemeten achtergrondgehalten.

SUMMARY

Vast quantities of sludge are dredged up annually from large polder ditches and canals in the Netherlands. Some of this sludge is so polluted that current quality criteria do not permit it to be deposited on the banks. These polluted dredgings must therefore be sequestered or remediated, operations that involve major costs.

Many water boards have an inadequate understanding of the background and underpinning of the current quality standards for dredged sludge, particularly those in force for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). The water boards are keen to enter into a fundamental debate with the government on the environmental pay-off of the standard dredging operations undertaken to keep waterways navigable and manageable. To prepare the way for a profitable debate, the Gemeenschappelijk Orgaan Baggerspecie (GOB), an umbrella organization of the water boards in the province of Zuid-Holland, has commissioned the Centre of Environmental Science of Leiden University (CML), as an independent institute, to describe and assess the background and development of the current quality criteria for dredged sludge, with particular reference to PAH.

The introductory chapter of the study sets out the general background, discussing the various categories of dredgings, processing methods and general information on PAH.

The background and underpinning of the quality criteria for dredgings are described in Chapter 2. There are five categories of dredgings, delineated respectively by the target value, limit value, warning value and intervention value standards. The values of three of these four standards are based partly on scientifically derived risk levels, viz. negligible risk, maximum acceptable risk and serious risk to human beings and ecosystems. However, these standards are also rooted in part in political considerations. The calculation of each of these risk levels and the subsequent calculation of the relative 'standard' are first described in general terms. The derivation procedure employed to arrive at the risk level depends on the amount of reliable toxicity data available.

The report indicates which methods have been applied in the case of PAH. The standards for PAH in dredged sludge are based on the sum of 10 PAH components. Correlation between the environmental 'segments' water, aquatic sediment and soil, on the one hand, and between effects on ecosystems and effects on human beings, on the other, constitute key steps in the procedure. In the case of PAH it can generally be said that there are few toxicity data available from laboratory experiments, and most of these concern aquatic toxicity. As a consequence, in establishing risk levels use has been made of simplified derivation procedures, using safety margins and partition coefficients to derive safe levels in aquatic sediment and soil from safe levels in the water segment.

Chapter 3 reviews the observed and potential toxic effects of PAH on human beings and ecosystems. This review covers the data used to derive the present quality criteria as well as data that has become available since then. Because the national government is itself currently involved in an evaluation and review of the standards, in the framework of this project the new information has not been considered in any great detail. With regard to the effects of PAH on human beings, it is above all the carcinogenic and mutagenic properties of these substances that are of importance. Effects on ecosystems have been recorded for aquatic organisms, mainly in the form of mortality. The new findings do not appear to differ in any significant respect from the earlier data used for framing the standards. Documented observations of effects of PAH present in dredgings deposited on the banks of waterways or ditches are very scarce and relate solely to the accumulation of PAH in earthworms. Similarly, little laboratory research has yet been undertaken on the effects of PAH on terrestrial organisms. Since the framing of the standards for PAH in dredged sludge, several studies have been initiated on the effects of PAH on terrestrial organisms, however. On the basis of the still limited data set, no conclusions can yet be drawn as to the sensitivity of these organisms to PAH. Nonetheless, the limited data does appear to indicate that terrestrial organisms are slightly less sensitive than predicted on the basis of data on aquatic organisms. The new information on partition coefficients likewise appears to be in agreement with the older data. From the above it can be concluded that the new toxicity data and new partition coefficients considered in the study give no grounds for modifying the existing standards.

Once the dredgings have been deposited on the river or ditch bank, a wide variety of processes take place that reduce its PAH concentration. These are described in Chapter 4. As the dredgings mature on land, the main processes reducing the PAH concentration are evaporation and microbial and chemical degradation. For the low-molecular PAH (with 2 or 3 benzene rings, *e.g.* naphthalene) evaporation and chemical degradation are the main processes of removal; for the high-molecular PAH (with 4 or 5 benzene rings, *e.g.* benz(a)pyrene) microbial degradation is the key removal process. Under field conditions the half-life of the low-molecular PAH is approx. six months to one year; for the high-molecular species this is approx. 1 to 4 years. There appears to be only a minimal reduction in PAH levels in dredgings due to run-off, leaching and uptake by plants.

The standards for PAH in dredgings are evaluated in Chapter 5 in the light of the information provided in the previous chapters. On the basis of this information it can, in general, be stated that, given the basic policy choices made, the government has elaborated the available toxicity and soil-chemistry data in a consistent fashion to derive concrete quality criteria. With respect to the procedure followed to derive the criteria as well as the actual criteria for PAH in dredgings, there are several points of criticism, however. These relate both to policy and to scientific issues. Consequently, several recommendations are made to improve the status quo.

The points of criticism on the policy/procedural side are:

- The warning value is the only standard for dredgings that is not based on scientific derivation, but rather on considerations of practicability. For the warning value, it is recommended to apply the risk philosophy used by the government for pesticide levels in agricultural soils, which is based on the processes by which organic micropollutants are removed from the soil.
- An important element of the criteria-setting procedure is inter-segment correlation. If the sensitivity of terrestrial organisms to PAH is found to be far lower than that of aquatic organisms, however, and if it is virtually never the case that (terrestrial) soil becomes (aquatic) sediment, consideration might be given to setting different criteria for aquatic sediments and for soils. However, this issue requires further research into the sensitivity of terrestrial organisms to PAH and the reformulation of current policy on the multifunctionality principle for soils.
- Because of how they are derived, the precursors of the current limit values for PAH, the so-called AMK2000 values, are more akin to target values and are also at the same level as the present target values. The maximum acceptable risk levels, which were derived later, are higher than the AMK2000 values. In light of the principle of progressive criteria-setting, however, there has been no revision of the limit values. Because of their target-value character, though, the AMK2000 values for PAH should no longer play any major role in deriving limit values for PAH, even from the viewpoint of progressive criteria-setting. The rationale here is that the maximum acceptable risk level is a more solidly grounded measure of risk, based as it is on better methods and a larger data set.
- The criteria-setting procedure is complicated, making it difficult to discover exactly which data and choices the criteria are based on.

On the scientific side the points of criticism are:

- In setting the standards for dredgings, use is made of an aggregate standard for 10 PAH components, adding up their individual concentrations without making any allowance for differences in toxicity among the individual PAH components. This drawback can be overcome by making due allowance for these differences; to this end it is recommended to use the Toxic Unit approach (Hensbergen & Van Gestel, 1995).
- With respect to the limit value and the intervention value, attention is drawn to the fact that allowance has been made only for the effects of the 10 PAH components used in the 'aggregate' standard and not for those of the approx. 200 other PAH components. It is recommended to undertake further research to ascertain how due allowance can be made in criteria-setting for the PAH species not covered by the 10 PAH employed by the environment ministry.
- In using the partition coefficients to correlate the standards for aquatic sediment and soil, on the one hand, and water, on the other, it has been assumed that, in principle, PAH are readily biologically available. The frequently long residence time of PAH in aquatic sediments has thus been explicitly ignored, so that bioavailability in the field has probably been overestimated. It is recommended to

make a study of the partition coefficients of PAH in field soils and of the potential for using these field K_p s instead of laboratory K_p s for underpinning the standards.

- With regard to the target value for PAH, it is recommended to provide better underpinning in the form of measured background levels.

HOOFDSTUK 1 :

INLEIDING

1.1 Kader

Een van de taken van de waterschappen in Zuid-Holland is het onderhouden van de hoofdwatgangen en boezemwateren in de provincie. Om deze watgangen op diepte te houden is het nodig om ze eens in de 3 à 10 jaar uit te baggeren. Hierbij komt in Zuid-Holland jaarlijks ongeveer 1.1 miljoen m³ onderhoudsspecie vrij (Munters & Stortelder, 1993). Voordat de watergang wordt uitgebaggerd wordt het uit te baggeren deel van de waterbodem bemonsterd en geanalyseerd op verontreinigende stoffen. Op grond van deze analyse wordt de waterbodem ingedeeld in vijf kwaliteitsklassen (zie figuur 1.1).

De grenzen tussen deze klassen worden gevormd door streef-, grens-, toetsings- en interventiewaarden, landelijke milieukwaliteitsnormen voor waterbodems (Ministerie van V&W, 1994). De totstandkoming van deze normen wordt in hoofdstuk 2 besproken. De klasse-indeling is bepalend voor de toegestane verwerkingsmethoden. De minst bewerkelijke en ook minst kostbare verwerkingsmogelijkheid is het direct op de kant zetten van de baggerspecie. Dit mag echter alleen met specie die in klasse 0, 1 of 2 valt. Baggerspecie die in klasse 3 en 4 valt, moet vervoerd worden om elders gecontroleerd verwerkt te worden. Deze specie wordt meestal in een depot gestort. Dit kan een tijdelijk depot of een definitief depot zijn. In een tijdelijk depot krijgt de specie de tijd om te drogen en te rijpen. Hierna wordt de specie opnieuw beoordeeld en wordt bekeken of deze kan worden toegepast, of dat hij in een definitief depot gestort moet worden. In een definitief depot wordt de specie nat of droog opgeslagen (Provincie Zuid-Holland, 1995).

Een groot deel van de onderhoudsbaggerspecie van de Zuidhollandse waterschappen valt in de klassen 3 en 4. Voor het Hoogheemraadschap van Delfland is dit ongeveer 40% (Hoogheemraadschap van Delfland, 1994). In een groot deel van de specie is de concentratie aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) bepalend (mond. meded. dhr Nelissen, Hoogheemraadschap van Delfland). Deze met PAK vervuilde specie moet dus worden vervoerd en gestort. Aan de stort in een depot zijn enkele nadelen verbonden: i) het is kostbaar; ii) het vervoer van de vervuilde baggerspecie brengt op zijn beurt weer milieu-effecten met zich mee, waaronder de productie en uitstoot van PAK (Frischknecht *et al.*, 1993); iii) bij opslag van natte baggerspecie in een definitief depot zoals het Braassemermeer wordt de specie onder anaërobe omstandigheden geconserveerd; op deze manier krijgen de PAK niet de kans om te worden afgebroken; iv) er is een gebrek aan depotcapaciteit; hierdoor is in de afgelopen jaren in Zuid-Holland een achterstand ontstaan in het uitbaggeren van vervuilde watergangen. De waterschappen van Zuid-Holland twijfelen aan de doelmatigheid van het hierboven beschreven beleid ten aanzien van met PAK vervuilde baggerspecie. Deze twijfel wordt versterkt door het feit dat zij nog nooit zijn geconfronteerd met schade als gevolg van PAK in baggerspecie op de kant, alsmede door de ondoorzichtigheid van de wijze waarop de normen tot stand zijn gekomen.

Klasse 4: zwaar verontreinigde baggerspecie Verspreiding niet toegestaan
— interventiewaarde —
Klasse 3: matig verontreinigde baggerspecie Verspreiding niet toegestaan behoudens uitzonderingen
— toetsingswaarde —
Klasse 2: licht verontreinigde baggerspecie Verspreiding toegestaan onder bepaalde voorwaarden
— grenswaarde —
Klasse 1: minimaal na te streven kwaliteitsniveau in het jaar 2000 Verspreiding toegestaan onder bepaalde voorwaarden
— streefwaarde —
Klasse 0: schone baggerspecie Geen beperkingen t.a.v. toepassing en verspreiding in het milieu

Figuur 1.1. Klasse-indeling baggerspecie. Naar: Ministerie van V & W, 1989, Ministerie van VROM 1993c)

1.2 Doel onderzoek

Bij de waterschappen van Zuid-Holland leeft de gedachte dat bij het huidige beleid een te groot gedeelte van de baggerspecie op grond van de concentratie aan PAK in depots moet worden gestort. Ze zouden daarom graag een discussie willen voeren over de mogelijkheden voor het op de kant zetten van met PAK vervuilde onderhoudsbaggerspecie. Hiervoor hebben de waterschappen behoefte aan inzicht in de totstandkoming van de huidige normen voor PAK in waterbodems. Ten tweede hebben ze voor deze discussie behoefte aan een overzicht van waargenomen effecten van PAK in water en waterbodems en PAK in baggerspecie op de kant. Ten slotte willen ze een overzicht van de te verwachten effecten bij het op de kant zetten van met PAK vervuilde baggerspecie.

Daarom heeft het Gemeenschappelijk Orgaan Baggerspecie Zuid-Holland, waarin de Zuidhollandse waterschappen zijn verenigd, het Centrum voor Milieukunde opdracht verleend voor het uitvoeren van een literatuurstudie. Het doel van deze studie was tweeledig. Het eerste doel was het informeren van de waterschappen over de drie volgende onderwerpen:

1- Het tot stand komen van de huidige normen voor PAK in baggerspecie. Op welke schadelijke effecten zijn deze normen gebaseerd? Met welke processen is rekening gehouden?

2- De huidige kennis op het gebied van schadelijke effecten van PAK zowel in het aquatische als het terrestrische milieu. Het terrestrische milieu krijgt in deze studie de meeste aandacht, omdat hier nu nog weinig van bekend is.

3- De processen die van invloed zouden kunnen zijn op de effecten van PAK in baggerspecie op de kant, zoals bijvoorbeeld afbraak, af- en uitspoeling.

Het tweede, maar zeker niet minder belangrijke, doel van dit onderzoek was het evalueren van de huidige normstelling op grond van de hierboven genoemde informatie.

De resultaten van deze studie zullen dienen als achtergrond-informatie voor de Zuidhollandse waterschappen voor een integrale milieurendementsdiscussie over de verwerking van baggerspecie. In het laatste deel van het rapport worden daarom enkele suggesties gedaan voor een beleid voor baggerspecie vervuild met PAK dat meer rekening houdt met de processen die plaatsvinden bij en na het op de kant zetten van baggerspecie.

1.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen zijn organische stoffen die zijn opgebouwd uit twee of meer benzeenringen (figuur 1.2). Er zijn enige honderden verschillende PAK waarvan er veel carcinogene (kankerverwekkende) en mutagene (veranderingen in het erfelijk materiaal bevorderende) eigenschappen hebben. Er kunnen globaal twee groepen worden onderscheiden: de laag- en de hoogmoleculaire PAK. De grens tussen deze twee groepen wordt doorgaans gelegd bij 4 à 5 ringen.

Normstelling voor alle verschillende PAK wordt door de rijksoverheid niet zinvol geacht. Het ministerie van VROM heeft ervoor gekozen de normstelling voor PAK te baseren op 10 geselecteerde PAK: naftaleen, anthraceen, fenanthreen, fluorantheen, benzo[a]anthraceen, chryseen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, benzo[ghi]peryleen en indeno[1,2,3-cd]pyreen (Slooff *et al.*, 1989, Ministerie van VROM, 1993b). In het vervolg zal deze groep van PAK worden aangeduid als de 10 PAK van VROM (zie figuur 1.2). In regionale waterbodems komen deze PAK in een redelijk vaste verhouding voor. In tabel 1.1 wordt de verhouding tussen de 10 PAK van VROM in de regionale wateren in Delfland weergegeven (Broer, 1995).

PAK ontstaan bij de onvolledige verbranding van koolstof bevattende materialen en waarschijnlijk ook via synthese door planten en bacteriën. PAK worden niet terwille van de PAK geproduceerd maar zijn een rest-produkt. De PAK in het Nederlandse milieu zijn voornamelijk afkomstig uit antropogene bronnen zoals: industrie, afvalverbranding en verkeer. De belangrijkste bronnen voor PAK in water en waterbodem zijn de teerhoudende verven die worden gebruikt voor de bescherming van binnenvaartschepen gevolgd door aanvoer door rivieren uit het buitenland, atmosferische depositie en oeverbescherming (Van Campen *et al.*, 1991).

Laag-moleculair

Naphthaleen



Anthraceen



Fluorantheen



Fenanthreen



Hoog-moleculair

Benz(a)anthraceen



Chryseen



Benzo(ghi)peryleen



Benzo(a)pyreen



Benzo(k)fluorantheen



Indeno(1,2,3-cd)pyreen



Figuur 1.2. Naam en structuur van de 10 PAK van VROM

Er is een verschil in mobiliteit tussen laag- en hoogmoleculaire PAK. Laagmoleculaire PAK zijn beter water-oplosbaar, minder lipofiel en vluchtiger dan de hoogmoleculaire PAK. Hierdoor zijn de laagmoleculaire PAK over het algemeen mobieler dan de hoogmoleculaire PAK. Deze laatste komen voornamelijk gebonden aan deeltjes voor. PAK kunnen mutagene, carcinogene, teratogene (effecten op de ongeboren vrucht) en fysiologische effecten veroorzaken. Bij planten kan sprake zijn van groeiremming of groeistimulatie. Acute toxische effecten zijn alleen van laagmoleculaire PAK bekend.

Tabel 1.1. Absoluut (mg/kg) en relatief (%) voorkomen van PAK in waterbodems van regionale wateren in Delfland.

PAK	concentratie	relatief
<u>laag-moleculair</u>		
naftaleen	0,26	3,3
anthraceen	0,27	3,3
fenanthreen	1,07	13,1
fluorantheen	2,53	31,0
<u>hoog-moleculair</u>		
benzo[a]anthraceen	0,74	9,1
chryseen	0,91	11,2
benzo[k]fluorantheen	0,44	5,4
benzo[a]pyreen	0,82	10,1
benzo[ghi]peryleen	0,55	6,8
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,55	6,8

PAK kunnen worden afgebroken door chemische degradatie of door biodegradatie. Chemische degradatie vindt plaats onder invloed van licht en zuurstof. Hierbij kunnen zeer toxische maar kortlevende tussenprodukten ontstaan. Biodegradatie kan plaatsvinden door oxydatie door micro-organismen of hogere organismen. De mate van afbreekbaarheid varieert per stof. Over het algemeen zijn laagmoleculaire PAK beter afbreekbaar dan hoogmoleculaire. Afbraak is in terrestrische systemen groter dan in aquatische door de grotere beschikbaarheid van zuurstof.

Hoewel veel PAK sterk lipofiel zijn, vindt bio-accumulatie nauwelijks plaats. Dit komt doordat de meeste organismen PAK snel afbreken. Globaal kan gesteld worden: hoe complexer het organisme hoe beter het PAK-afbrekend vermogen. Dit wil overigens niet zeggen dat PAK voor deze organismen geen gevaar opleveren. Juist de vorming van tussenprodukten bij de afbraak van PAK kan carcinogene en mutagene effecten veroorzaken.

Het merendeel van de hierboven beschreven informatie is afkomstig uit Van der Naald *et al.* (1987), Slooff *et al.* (1989) en Copius Peereboom & Reijnders (1986). Voor een uitgebreidere beschrijving van PAK wordt naar deze rapporten verwezen.

1.4 Leeswijzer

Allereerst wordt in hoofdstuk 2 beschreven hoe de huidige normen voor PAK in baggerspecie tot stand zijn gekomen. In hoofdstuk 3 worden de toxiciteitsgegevens die bekend waren ten tijde van de vaststelling van de normen voor PAK vergeleken met nieuwe toxiciteitsgegevens. In hoofdstuk 4 worden een aantal processen beschreven die een verlaging van de PAK-concentratie in baggerspecie op de kant kunnen veroorzaken. Tot slot worden in hoofdstuk 5 de normen voor PAK in baggerspecie geëvalueerd op grond van de informatie uit de voorgaande hoofdstukken. Tevens worden in dit hoofdstuk enkele aanbevelingen voor verbetering en verder onderzoek gedaan.

1.5 Dankwoord

De auteurs bedanken de leden van de begeleidingcommissie voor het geven van adviezen en het becommentariëren van het conceptrapport. Tevens bedanken wij dhr T.C van Brummelen voor het verstrekken van informatie over effecten van PAK op terrestrische organismen en dhr C. van de Guchte (RIZA), dhr C.A.J. Denneman (VROM) en mw G.H. Crommentuijn (RIVM) voor het becommentariëren van het conceptrapport.

HOOFDSTUK 2:

MILIEUKWALITEITSDOELSTELLINGEN EN NORMEN

2.1 Inleiding

De Nederlandse overheid volgt ten aanzien van stoffen in het milieu een twee-sporen beleid: het brongericht milieubeleid en het effectgericht milieubeleid. Het brongericht milieubeleid richt zich op het voorkomen en beperken van milieuvervuiling door maatregelen bij de bron. Het effectgericht milieubeleid richt zich op het voorkomen van nadelige gevolgen voor mensen, ecosystemen en milieufuncties, door effectgerichte maatregelen als bijvoorbeeld bodemsanering en door aansturing van brongerichte maatregelen als bijvoorbeeld emissiereductie.

Milieukwaliteitsnormen voor stoffen maken deel uit van het effectgerichte milieubeleid. Uitgangspunt van het effectgerichte beleid is dat de kans op nadelige effecten voor mensen, dieren, planten, ecosystemen, milieufuncties en goederen verwaarloosbaar dient te zijn (Ministerie van VROM, 1989). Aan het begrip "kans op nadelige effecten" is door VROM een getalsmatige invulling gegeven in de vorm van twee risiconiveaus: het verwaarloosbaar risico en het maximaal toelaatbaar risico (Ministerie van VROM, 1989). Het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) van een stof is de concentratie in het milieu waaronder het risico op nadelige effecten verwaarloosbaar wordt geacht. Het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) is de concentratie van een stof in het milieu waarboven het risico op nadelige effecten ontoelaatbaar wordt geacht. Deze twee niveaus vormen dus respectievelijk de ondergrens en de bovengrens van het toelaatbaar geachte risico. Zowel VR als MTR zijn bedoeld om brongerichte maatregelen aan te sturen. Tevens is door VROM speciaal voor de bodem een derde risico-criterium geïntroduceerd: het ernstig risico voor vermindering van de functionele eigenschappen van de bodem voor mens, plant, of dier (Ministerie van VROM, 1993d, naar Beek 1995). Het ernstig risiconiveau

(ER) is de concentratie van een stof in het milieu waarboven er een ernstig risico bestaat op nadelige effecten. Het ER is bedoeld om effectgerichte maatregelen, in het bijzonder bodemsanering, aan te sturen. Indien een concentratie van een stof hoger is dan het MTR maar lager dan het ER, wordt er sterke nadruk gelegd op brongerichte maatregelen. In dit geval wordt het risico wel ontoelaatbaar geacht, maar nog niet ernstig genoeg geacht om direct tot bodemsanering over te gaan. Bij overschrijding van het ER zijn brongerichte maatregelen niet voldoende en dienen ook effectgerichte maatregelen (bodemsanering) plaats te vinden.

De meeste milieukwaliteitsnormen zijn in belangrijke mate gebaseerd op de hiervoor beschreven risiconiveaus al dan niet in combinatie met politieke en praktische afwegingen. In figuur 2.1 is schematisch weergegeven hoe de milieukwaliteitsnormen liggen ten opzichte van de risiconiveaus. De interventiewaarde is gebaseerd op het ER en ligt ook op het niveau van het ER. De toetsingswaarde is niet direct gebaseerd op de risiconiveaus maar op politieke overwegingen. Deze ligt tussen interventiewaarde en grenswaarde. De grenswaarde, die is gebaseerd op het MTR in combinatie met politieke afwegingen, ligt tussen het MTR en het VR. De streefwaarde tenslotte is gebaseerd op het VR en bekende achtergrondgehalten en ligt op of boven het VR.

Bij het opstellen van de milieukwaliteitsnormen is geprobeerd een zo goed mogelijke afstemming te bereiken tussen de verschillende milieu-compartimenten: water, waterbodem en landbodem.

Risiconiveaus	Milieukwaliteitsnormen	Klassen baggerspecie
		4
Ernstig risico	Interventiewaarde	3
	Toetsingswaarde	2
Maximaal toelaatbaar risico	Grenswaarde	1
Verwaarloosbaar risico	Streefwaarde	0

Figuur 2.1. Relatie tussen, risiconiveaus, milieukwaliteitsnormen en kwaliteitsklassen baggerspecie (naar: Beek, 1995).

In dit hoofdstuk wordt de totstandkoming van de milieukwaliteitsnormen beschreven. In paragraaf 2.2 wordt eerst de algemene methode voor het afleiden van de drie risiconiveaus voor prioritaire stoffen behandeld. Dit zijn 31 stoffen, waaronder de 10 PAK van VROM, die prioriteit kregen bij het afleiden van risiconiveaus. Voor de afleiding van risiconiveaus voor de overige groepen van stoffen (zeldzame aardmetalen, vluchtige stoffen en stoffen met een potentie voor doorvergiftiging) wordt verwezen naar Beek (1995). Aan het eind van paragraaf 2.2. wordt de methode nader uitgewerkt voor PAK. In paragraaf 2.3 wordt beschreven hoe de huidige milieukwaliteitsnormen voor prioritaire stoffen tot stand zijn gekomen, waarbij de afleiding van de milieukwaliteitsnormen voor PAK specifiek wordt besproken.

Het overzicht van de afleiding van risiconiveaus en normen in dit hoofdstuk is een weergave van de procedures die gevolgd zijn voor het afleiden van de nu geldende normen voor prioritaire stoffen in baggerspecie. Het betreft dus procedures die zijn gevolgd in het verleden. Thans zijn enkele van deze procedures gewijzigd, omdat nieuwe kennis beschikbaar kwam. Deze wijzigingen betreffen voornamelijk details. Bij de evaluatie van de "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" (Ministerie van VROM, 1991) die op dit moment door het RIVM wordt uitgevoerd, wordt gebruik gemaakt van deze gewijzigde procedures. Hierdoor kunnen er bij deze evaluatie waarden voor de risiconiveaus worden berekend die afwijken van de waarden die in dit rapport worden genoemd.

De informatie die in dit hoofdstuk wordt beschreven is verkregen uit literatuuronderzoek gecombineerd met interviews. In het literatuuronderzoek zijn alle beleidsstukken en achtergronddocumenten betrokken die betrekking hebben op streefwaarden, grenswaarden, toetsingswaarden en interventiewaarden en de wetenschappelijke onderbouwing hiervan. Vragen en onduidelijkheden die nog bestonden na uitvoering van het literatuuronderzoek werden voorgelegd aan mw M.C. van Rossenberg (VROM-DGM directie bodem) en dhr P.B.M. Stortelder (RIZA) die beiden nauw betrokken zijn bij de normering van stoffen in water en waterbodems.

In dit hoofdstuk komen veel afkortingen voor. Deze afkortingen worden in de tekst of in kaders uitgelegd. Om het terugzoeken van termen gemakkelijker te maken zijn deze afkortingen ook opgenomen in een begrippenlijst (bijlage 1).

2.2 Afleiding risiconiveaus

2.2.1 Maximaal toelaatbaar risico en verwaarloosbaar risico

Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) en het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) hangen nauw met elkaar samen. Het VR wordt namelijk uit het MTR afgeleid. Daarom zal hier als eerste het MTR worden behandeld. Bij de afleiding van het MTR en

Toxiciteitsgegevens

NOEC: No Observed Effect Concentration.

Dit is de hoogste concentratie van een stof waarbij voor een soort geen nadelige effecten zijn waargenomen.

NOAEL: No Observed Adverse Effect Level.

Dit is de hoogste concentratie of dosis van een stof waarbij geen schadelijk effect wordt waargenomen.

LOAEL: Lowest Observed Adverse Effect Level.

Dit is de laagste concentratie of dosis van een stof waarbij nog een significant schadelijk effect wordt waargenomen.

LC50: Lethal Concentration.

De LC50 is de concentratie van een stof waarbij 50% van de individuen van een soort gedood worden.

EC50: Effect Concentration.

De EC50 is de concentratie van een stof waarbij 50% remming van een bepaalde parameter (bijv. groei of reproductie) ten opzichte van de blanco optreedt.

TDI: Tolerable Daily Intake.

Voor stoffen met een drempelwaarde is de TDI: de hoeveelheid van een stof die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke effecten te verwachten zijn.

Voor stoffen zonder een drempelwaarde is de TDI: de hoeveelheid van een stof die bij inname een risico op 1 extra kanker geval per 1000 levenslang blootgestelden geeft (Ministerie van VROM, 1989).

HCp: Hazardous Concentration.

Concentratie waarbij p% van de soorten in een ecosysteem gevaar loopt (zie kader 2.2. RAB-methode)

QSAR: Quantitative Structure Activity Relationship.

Een QSAR is een model waarmee de toxiciteit van een stof voor een organisme kan worden geschat op grond van de eigenschappen van de stof zoals bijvoorbeeld de structuur of de wateroplosbaarheid.

Acute toxiciteitsgegevens: gegevens die zijn afgeleid uit proeven waarin de soort slechts kort aan de stof is blootgesteld. Of een blootstelling lang of kort genoemd wordt, hangt af van de levensduur van de bestudeerde soort. Het bestudeerde effect is meestal sterfte.

Chronische toxiciteitsgegevens: gegevens die zijn afgeleid uit proeven waarin de soort langdurig is blootgesteld aan de stof. Chronische effecten zijn bijvoorbeeld groeiremming, remming reproductie etc.

Kader 2.1

het VR voor prioritaire stoffen gaat men ervan uit dat het ecosysteem het meest kwetsbaar is. Deze aanname is naderhand getoetst door te bekijken of de VR's voor ecosystemen ook de overige functionele eigenschappen van landbodem, waterbodem en water beschermen. Dit bleek inderdaad het geval te zijn (Ministerie van VROM, 1991). Voordat in de normstelling gebruik gemaakt werd van het MTR, was voor water en waterbodems al een soort risiconiveau bepaald in het kader van de 3e nota waterhuishouding: de AMK2000 (Ministerie van V&W, 1989). Bij het afleiden van grenswaarden is naast het MTR ook gebruik gemaakt van deze AMK2000. Daarom zal ook de afleiding van de AMK2000 hier worden behandeld.

In de nota "Omgaan met risico's" wordt het MTR voor bestaande stoffen voor ecosystemen gelegd op het niveau waarbij in theorie 95% van de soorten in het ecosysteem beschermd is (Ministerie van VROM, 1989). Bij de afleiding van dit MTR is gebruik gemaakt van ecotoxicologische gegevens die de gevoeligheid van een soort voor een bepaalde stof uitdrukken (zie kader 2.1). In principe worden de MTR's voor water, waterbodembodem en landbodembodem onafhankelijk van elkaar afgeleid uit aquatische en terrestrische toxiciteitsgegevens. In de praktijk komt het er echter op neer dat voor de verschillende prioritare stoffen maar voor één compartiment voldoende ecotoxicologische gegevens beschikbaar waren en dat de MTR's voor de andere twee compartimenten hieruit afgeleid zijn. De afleiding van MTR's wordt beschreven in het rapport "Streven naar waarde" (Van de Meent *et al.*, 1990). Voor de afleiding stonden drie verschillende methoden ter beschikking: de Statistische Extrapolatiemethode (SE-methode), de Environmental Protection Agency-methode (EPA-methode) en de evenwichtspartitiemethode.

Welke methode is gebruikt voor het afleiden van het MTR is afhankelijk van het aantal en het type toxiciteitsgegevens dat beschikbaar was. De SE-methode is gebruikt wanneer van tenminste 4 verschillende taxonomische groepen, chronische NOEC's (zie kader 2.1) aanwezig waren. De EPA-methode is gebruikt wanneer van minder dan 4 verschillende taxonomische groepen chronische NOEC's aanwezig waren. Gaande van de SE-methode via de EPA-methode naar de evenwichtspartitiemethode wordt de afleiding van het MTR steeds minder betrouwbaar. In kader 2.2 staan de 3 methoden voor de afleiding van het MTR alsmede die voor de afleiding van de AMK2000 vermeld.

Het VR is afgeleid van het MTR. In de notitie "Omgaan met risico's" (Ministerie van VROM, 1989) is het VR vastgesteld op 1% van het MTR. Deze factor 100 is ingesteld om rekening te houden met meervoudige blootstelling en onzekerheden in de risicoschattingen en om MTR en VR goed te kunnen onderscheiden.

2.2.2 MTR en VR voor PAK

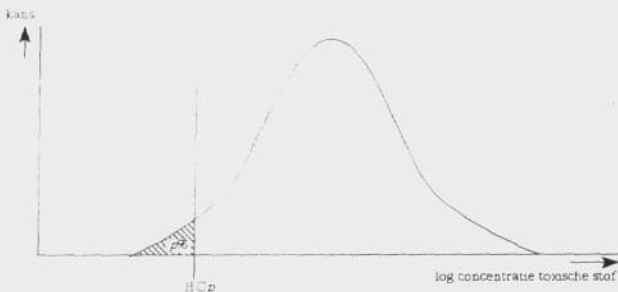
De MTR's voor water voor de 10 PAK van VROM zijn afgeleid volgens het principe van de EPA-methode. Hierbij is uitgegaan van de laagste chronische NOEC's berekend met QSAR's voor watervlo ($\log \text{NOEC [mmol/l]} = -0,99 \log \text{Kow} + 4,16$; De Wolf *et al.*, 1988) en vis ($\log \text{NOEC [mmol/l]} = -0,90 \log \text{Kow} + 3,80$; Van Leeuwen *et al.*, 1990). Deze werden betrouwbaarder geacht dan gemeten NOEC's. De gekozen NOEC's zijn vervolgens gedeeld door een factor 10 (zie tabel 2.1 en kader 2.2).

De gevolgde methode is echter niet geheel in overeenstemming met de algemene lijn voor het afleiden van MTR's zoals aangegeven door Van de Meent *et al.* (1990). Bij vergelijking met waargenomen chronische NOEC's bleek namelijk dat deze laatste een factor 3-15 lager liggen dan de berekende waarden (tabel 2.1). Hoewel men de met QSAR berekende NOEC's betrouwbaarder vond, wilde men toch rekening houden met de

Methoden voor de afleiding van het MTR en het onderbouwen van AMK2000

1. SE-methode (Statistische Extrapolatie methode)

De SE-methode van Van Straalen en Denneman (1989) gaat ervan uit dat de NOECs van alle soorten in een ecosysteem een log-logistische kansverdeling volgen. Dat wil zeggen dat men er vanuit gaat dat veel soorten een hoge gevoeligheid hebben en weinig soorten een lage gevoeligheid. Deze kansverdeling wordt geschat op grond van ten minste 4 chronische NOEC waarden voor soorten uit het betreffende ecosysteem (water of landbodembodem). De NOEC-verdeling wordt gebruikt voor de berekening van de HCp: de concentratie waarbij p% van de soorten gevaar loopt (zie figuur 2.2: HCp = concentratie waar p% van de verdeling links van ligt). De MTR is de HC5: de concentratie waarbij 5% van de soorten gevaar loopt en dus 95% beschermd is (zie ook: Ragas *et al.*, 1994). In "Streven naar waarden" is deze methode iets gewijzigd. Ten eerste wordt de kansverdeling op een andere wijze afgeleid (Aldenberg & Slob, 1991). Ten tweede worden niet alle NOECs van alle soorten apart meegenomen, maar wordt per taxonomische groep één NOEC gekozen of afgeleid. Dit is gedaan omdat men veronderstelt dat soorten uit dezelfde taxonomische klasse, overeen komen in hun gevoeligheid voor stoffen.



Figuur: Afleiding van de HCp bij de SE-methode (naar Van Straalen, 1990).

2. EPA-methode (methode van de Environmental Protection Agency)

Bij de EPA-methode (EPA, 1984) wordt uit de beschikbare toxiciteitsgegevens de laagste geselecteerd. Deze laagste waarde wordt vervolgens gedeeld door een extrapolatiefactor. Naar mate er minder en/of minder betrouwbare gegevens aanwezig zijn, wordt de extrapolatiefactor groter (zie tabel in dit kader). Voor deze methode kunnen zowel NOECs, LC50s, EC50s als QSARs worden gebruikt. (Ten opzichte van de oorspronkelijke EPA methode zijn enkele wijzigingen aangebracht. Deze zijn reeds doorgevoerd in de hier gepresenteerde tabel.)

Bij de toepassing van beide hierboven genoemde methoden voor landbodembodem worden de gebruikte toxiciteitsgegevens (bloomstellersconcentraties in de bodembodem) eerst omgerekend naar een standaard bodembodem (10% organische stof, 25% lutum).

Kader 2.2

Tabel: Extrapolatiefactoren voor het vaststellen van MTRs bij de EPA-methode (Van de Meent et al., 1990).

Vereiste informatie	Extrapolatiefactor
WATER	
Laagste acute LC50, EC50 of QSAR voor acute toxiciteit	1000
Laagste van LC50 of EC50 voor minimaal algen, vissen en kreeftachtigen (water)	100
Laagste NOEC of QSAR voor chronische toxiciteit van de meest gevoelige soort	10
LANDBODEM	
Laagste LC50, EC50 of QSAR als minder dan 3 acute tox. gegevens aanwezig	1000
Laagste LC50 of EC50 voor minimaal 3 van de volgende groepen: micro-organismen, enzymactiviteit, regenwormen, geleedpotigen, planten	100
Laagste chronische NOEC	10

3. Evenwichtspartitiemethode

Bij deze methode wordt de MTR voor water- en landbodems afgeleid uit die van water. De methode is gebaseerd op de aanname dat de effecten van een stof voornamelijk worden veroorzaakt door blootstelling via het (porie)water en dat waterbodem- en landbodemorganismen hiervoor even gevoelig zijn als waterorganismen. De methode gaat uit van een evenwicht tussen de opgeloste fractie van een stof en de fractie die gebonden is aan bodemdeeltjes. Dit evenwicht is karakteristiek voor een stof en kan worden uitgedrukt in een evenwichtspartitioëfficiënt: K_p , die is gebaseerd op een organisch koolstofgehalte van 5% (= $\pm 10\%$ organische stof: Locher & De Bakker, 1990). Met behulp van deze partitioëfficiënt kan de MTR voor een standaard (water)bodem worden berekend uit de MTR voor water: $MTR_{bodem} = MTR_{water} \times K_p$ ($K_p > 1$)

4. Ecotoxicologische onderbouwing AMK2000

Deze methode van Stortelder et al. (1989) gaat uit van de laagste beschikbare chronische NOEC voor algen, slakken, schelpdieren of kreeftachtigen.

- Indien het een stof betreft die wordt doorgegeven in de voedselketen (bioaccumulatie) wordt de chronische NOEC voor vogels of zoogdieren (blootstelling via het voedsel) omgerekend naar een concentratie in het water via bioaccumulatiefactoren.
- Indien geen chronische NOECs aanwezig zijn, wordt uitgegaan van acute toxiciteitsgegevens gedeeld door een factor 20.
- Als kan worden aangenomen dat effecten van verschillende stoffen bij elkaar optelbaar zijn (combinatietoxiciteit) wordt hiermee rekening gehouden door middel van een factor die afhangt van de stofgroep.

De op deze wijze berekende concentratie in het water is de voorgestelde AMK2000 voor water. De waarde voor de waterbodem is hieruit afgeleid met de evenwichtspartitiemethode.

Vervolg kader 2.2

lagere gemeten waarden. Daarom zijn de MTR's gebaseerd op de met QSAR's berekende NOEC's nog eens gedeeld door een factor 5.

Tabel 2.1. NOEC's, MTR's en VR's voor de 10 PAK van VROM, opgelost gehalte in water ($\mu\text{g/l}$). Bron: Van de Meent *et al.* (1990). Laagste NOEC QSAR: laagste NOEC van QSAR voor vis of watervlo; Laagste NOEC gemeten: laagste waargenomen chronische NOEC, tussen haakjes het aantal genera waarvoor NOEC's zijn bepaald.

Stof	Laagste NOEC berekend (QSAR)	Laagste NOEC gemeten	MTR	VR
naftaleen	572 (2)	40 (5)	10	0,1
anthraceen	90 (2)		2	0,02
fenanthreen	90 (2)	30 (3)	2	0,02
fluorantheen	26 (2)	50 (1)	0,5	0,005
benzo[a]anthraceen	9,4 (2)	3 (1)	0,2	0,002
chryseen	9,4 (2)	1 (1)	0,2	0,002
benzo[a]pyreen	4,2 (2)		0,1	0,001
benzo[k]fluorantheen	4,2 (2)		0,1	0,001
benzo[ghi]perylene	1,2 (2)		0,02	0,0002
indeno[1,2,3-cd]pyreen	1,8 (2)		0,04	0,0004

Tabel 2.2. Afleiding van MTR's voor water- en landbodems uit die voor water.

Stof	MTR water ($\mu\text{g/l}$)	partitie- coëfficiënt (l/kg)	MTR (water)/bodem (mg/kg)	VR (water)/bodem (mg/kg)
naftaleen	10	129	1,3	0,013
anthraceen	2	2630	5,2	0,052
fenanthreen	2	2291	4,6	0,046
fluorantheen	0,5	3147	1,6	0,016
benzo[a]anthraceen	0,2	9953	2,0	0,020
chryseen	0,2	9953	2,0	0,020
benzo[a]pyreen	0,1	25000	2,5	0,025
benzo[k]fluorantheen	0,1	25000	2,5	0,025
benzo[ghi]perylene	0,02	99527	2,0	0,020
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,04	62797	2,5	0,025

Voor naftaleen zijn chronische NOEC's voor 5 genera aanwezig. Dit lijkt in eerste instantie voldoende om de SE-methode toe te passen. De taxonomische groepen zijn waarschijnlijk door Van de Meent *et al.* (1990) ruimer opgevat dan genera waardoor uiteindelijk toch minder dan 4 taxonomische groepen overbleven.

De MTR's voor PAK in water- en landbodems zijn afgeleid uit die voor water met de evenwichtspartitiemethode, omdat goede toxiciteitsgegevens van bodemorganismen ontbraken (zie tabel 2.2). Alleen voor fluorantheen was een LC50 voor een regenworm aanwezig: 170 mg/kg. Deze werd echter door Van de Meent *et al.* (1990) niet betrouwbaar genoeg geacht.

2.2.3 Ernstig risico

Het ernstig risico niveau is alleen voor water- en landbodems afgeleid. Er is één ER afgeleid voor beide typen bodem. Dit hangt samen met het gebruik van het ER voor de afleiding van interventiewaarden, die de functie hebben om vast te stellen of een bodem al dan niet direct gesaneerd moet worden. Bij het afleiden van het ER is zowel rekening gehouden met het risico voor de mens als het risico voor het ecosysteem. Voor beide is eerst apart een ER afgeleid. Vervolgens zijn beide ER's geïntegreerd tot één ER, waarbij in principe de laagste van de twee ER's gekozen is. Wanneer echter deze lage ER een geringe betrouwbaarheid heeft is toch de ander gekozen indien de betrouwbaarheid hiervan beduidend groter was (zie: Van den Berg & Roels (1991).

Ernstig risico voor het ecosysteem

Indien mogelijk wordt het ER voor het ecosysteem afgeleid van toxiciteitsgegevens voor terrestrische organismen. Alleen als deze gegevens niet aanwezig zijn wordt gebruik gemaakt van aquatische toxiciteitsgegevens. De afleiding van het ER staat beschreven in Denneman & Van Gestel (1990). Voor de afleiding van het ER zijn in een aantal gevallen andere toxiciteitsgegevens gebruikt dan voor de afleiding van het MTR. Het is niet af te leiden uit de rapporten van Van de Meent *et al.* (1990) en Denneman & Van Gestel (1990) of dit verschil berust op een bewuste keuze. Voor de afleiding van het ER stonden vier verschillende methoden ter beschikking: de SE-methode, de methode voor 2 of meer taxonomische groepen, de methode voor één taxonomische groep en de evenwichtspartitiemethode (zie kader 2.3).

Welke van de vier methoden is gebruikt voor het afleiden van het ER voor een stof hing af van het aantal terrestrische toxiciteitsgegevens dat beschikbaar was. De SE-methode is gebruikt wanneer tenminste 5 eenduidige terrestrische toxiciteitsgegevens aanwezig waren van minstens 3 representatieve groepen (met eenduidig wordt hier bedoeld: 5 NOEC's, 5 EC50's, of 5 LC50's). Wanneer minder dan 5 eenduidige toxiciteitsgegevens aanwezig waren, of de gegevens afkomstig waren van slechts twee representatieve groepen, is de methode voor 2 of meer taxonomische groepen gebruikt. Wanneer slechts toxiciteitsgegevens van één groep aanwezig waren, is de methode voor één taxonomische groep toegepast. Tenslotte is bij afwezigheid van terrestrische toxiciteitsgegevens de evenwichtspartitiemethode toegepast. Gaande van methode 1a, de SE-methode toegepast op NOEC's, naar methode 4, de evenwichtspartitiemethode, wordt de afleiding van het ER steeds minder betrouwbaar. In kader 2.3 worden de 4 methoden beschreven.

Methoden voor de afleiding van het ER voor het terrestrische ecosysteem

Voor alle onderstaande methoden geldt dat per taxonomische groep slechts één toxiciteitsgegeven is gebruikt, dit groeps-toxiciteitsgegeven is gekozen of afgeleid uit alle voor die groep beschikbare gegevens. Alle gebruikte toxiciteitsgegevens worden eerst omgerekend naar een standaard bodem (10% organische stof en 25% lutum) voor ze met één van de onderstaande methoden naar het ER voor een standaard bodem worden omgerekend.

1. SE-methode

Deze methode is in kader 2.2 reeds beschreven. De werkwijze voor het afleiden van ER's is op enkele punten echter iets anders dan de in kader 2.2 beschreven werkwijze. Ten eerste wordt de ER gebaseerd op de HC50 in plaats van de HC5. Ten tweede wordt de statistische wijziging van Aldenberg & Slob (1991) hier niet doorgevoerd. Ten derde is de methode voor de afleiding van het ER alleen toegepast bij 5 of meer toxiciteitsgegevens. Ten vierde is voor de afleiding van ERs behalve van NOECs ook gebruik gemaakt van LC50s en EC50s (Denneman & Van Gestel, 1990). In volgorde van afnemende prioriteit wordt hieronder weergegeven hoe de ER op de HC50 is gebaseerd:

- a. Toepassing methode met 5 NOECs -> ER = HC50
- b. Toepassing methode met 5 EC50s -> ER = HC50/5
- c. Toepassing methode met 5 LC50s -> ER = HC50/10

2. Methode voor 2 of meer taxonomische groepen

Bij deze methode wordt het ER niet gebaseerd op de HC50 maar op het geometrische gemiddelde van de groeps-toxiciteitsgegevens. In volgorde van afnemende prioriteit:

- a. Toepassing bij minder dan 5 NOECs -> ER = Geometrisch gemiddelde
- b. Toepassing bij minder dan 5 EC50s -> ER = Geometrisch gemiddelde/5
- c. Toepassing bij minder dan 5 LC50s -> ER = Geometrisch gemiddelde/10

3. Methode voor één taxonomische groep

Bij deze methode wordt het ER gebaseerd op het groeps-toxiciteitsgegeven voor de betreffende groep. In volgorde van afnemende prioriteit:

- a. Bij een NOEC -> ER = NOEC
- b. Bij een EC50 -> ER = EC50/5
- c. Bij een LC50 -> ER = LC50/10

4. Evenwichtspartitiemethode

Deze methode is reeds beschreven in kader 2.2.

Kader 2.3

Bij de afleiding van het ecosysteem ER is in eerste instantie uitgegaan van ernstig risico voor het terrestrische ecosysteem. Het ER moet echter behalve voor landbodems ook bescherming bieden aan waterbodems. Daarom zijn de ER's afgeleid uit terrestrische toxiciteitsgegevens vergeleken met HC50's afgeleid uit aquatische toxiciteitsgegevens (zie kader 2.2). De HC50's voor water zijn omgerekend naar HC50's voor landbodems met behulp van de evenwichtspartitiemethode. Vervolgens zijn deze HC50 en de ER met elkaar vergeleken. Wanneer de HC50 op basis van aquatische gegevens duidelijk afweek van de ER op basis van terrestrische gegevens is van geval tot geval op grond van de betrouwbaarheid van de HC50, de ER en de partitioëfficiënt besloten om de ER wel of niet aan te passen (Denneman & Van Gestel, 1991).

Ernstig risico voor de mens

Het ER voor de mens is vastgesteld op het niveau van het MTR voor de mens zoals omschreven in de nota "Omgaan met risico's" (Ministerie van VROM, 1989; Van den Berg & Roels, 1991). Bij het berekenen van een MTR voor de mens worden alle stoffen in twee groepen onderverdeeld: stoffen met een drempelwaarde en stoffen zonder drempelwaarde. Voor stoffen met een drempelwaarde wordt verondersteld dat een dosering of concentratie bestaat waaronder geen schadelijk effecten optreden. Voor stoffen zonder drempelwaarde wordt verondersteld dat er geen dosering of concentratie bestaat waaronder geen schadelijk effecten optreden. Voor beide type stoffen is het MTR voor de mens vastgesteld op de TDI (Tolerable Daily Intake, zie kader blz. 10). De definitie van het TDI is echter niet voor beide typen stoffen gelijk. Voor stoffen met een drempelwaarde is de TDI de hoeveelheid van een stof die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke effecten te verwachten zijn. Voor stoffen zonder een drempelwaarde is de TDI de hoeveelheid van een stof die bij inname een risico op 1 extra kankergeval per 1000 levenslang blootstellingen geeft (Ministerie van VROM, 1989). De methode die is gevolgd voor het afleiden van de TDI en het humane ER wordt beschreven in kader 2.4.

2.2.4 ER voor PAK

Ernstig risico voor het ecosysteem

Alleen voor fluoreen (maakt geen deel uit van de 10 PAK van VROM), naftaleen en fenanthreen zijn ecotoxicologisch onderbouwde ER's afgeleid. In tabel 2.3 wordt de afleiding van het ER voor deze stoffen beschreven. De drie ER's liggen in dezelfde orde van grootte. Op grond hiervan en op grond van de gelijk veronderstelde ecotoxicologische werking van de verschillende PAK is door Denneman & Van Gestel (1990) gesteld dat voor alle PAK dezelfde ER kan worden gebruikt: 40 mg/kg. Omdat, vanwege overeenkomstige structuur en werkingsmechanisme, verondersteld wordt dat de effecten van verschillende PAK die tegelijkertijd voorkomen bij elkaar op moeten worden geteld, is deze waarde van de ER voor de individuele PAK ook geldig voor de som van de 10 PAK van VROM. Hierbij zijn de overige PAK (enige honderden) buiten beschouwing gelaten.

Methode voor het afleiden van het ER voor de mens

1. Afleiden TDI

De TDI voor stoffen met een drempelwaarde is de hoeveelheid van een stof die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke effecten te verwachten zijn. Deze TDI wordt geschat op basis van betrouwbare humaan-toxicologische gegevens of op gegevens uit dierexperimenten. De voorkeur gaat uit naar NOAEL's (kader 2.1) gebaseerd op lange-termijn studies. Als deze niet beschikbaar zijn, wordt uitgegaan van LOAEL's (kader 2.1). Voor de afleiding van de TDI wordt de NOAEL of de LOAEL gedeeld door een veiligheidsfactor. Deze factor wordt vastgesteld op grond van extrapolaties tussen soorten, verschillen in gevoeligheid tussen mensen en de kwaliteit van de toxicologische gegevens. Deze methode wordt in figuur 2.2. weergegeven als methode nc.

De TDI voor stoffen zonder drempelwaarde (carcinogenen die inwerken op het genetisch materiaal) is de hoeveelheid van een stof die bij inname een risico op 1 extra kanker geval per 1000 levenslang blootgestelden geeft. Deze TDI wordt geschat op basis van humaan-epidemiologische gegevens of chronische carcinogeniteitsproeven met dieren. De TDI wordt afgeleid door extrapolatie vanuit de laagste dosering of concentratie die nog een significante verhoging van het voorkomen van tumoren veroorzaakt. Deze methode wordt in figuur 2.2 weergegeven als methode c.

2. Afleiden ER

Beide bovengenoemde waarden voor de TDI voor de mens zijn gebaseerd op de dagelijkse inname van de stof en niet op de concentratie van de stof in bodem of waterbodem. Voor het terugrekenen van deze waarden naar concentraties in de landbodem is het programma C-soil gebruikt (Van den Berg, 1991). Hierin worden verschillende blootstellingsroutes en de relatieve bijdrage hiervan aan de uiteindelijke blootstelling doorgerekend. Blootstelling van de mens aan stoffen in de waterbodem is niet in C-soil opgenomen. De berekeningen met C-soil resulteerden tenslotte in het humane ER.

Kader 2.4

De op deze wijze berekende ER van 40 mg/kg voor alle PAK is vergeleken met HC50s gebaseerd op andere aquatische toxiciteitsgegevens voor naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo[a]anthraceen, chryseen en benzo[a]pyreen. Deze gegevens zijn afkomstig uit: "Streven naar Waarden", QSAR's en gegevens verzameld voor de 3e Nota Waterhuishouding (BKH, 1988). Deze vergelijking gaf geen aanleiding tot aanpassen van het ER voor PAK. Als gevolg van deze vergelijking is het ecosysteem ER voor PAK onderbouwd met gegevens over 6, in plaats van slechts 2, van de 10 PAK van VROM.

Ernstig risico voor de mens

PAK vallen onder de stoffen zonder drempelwaarde. Het ER voor de mens blijkt veel hoger te zijn dan het ER voor het ecosysteem (zie tabel 2.4). Van den Berg & Roels

(1991) hebben op grond van hun kennis over de gevolgde methode een betrouwbaarheidsscore aan elk van de ER's gegeven. Deze score is voor de ecotoxicologische ER's afhankelijk van de gevolgde procedure. Methode 1a is zeer betrouwbaar (score: 10) en methode 3 en 4 zijn weinig betrouwbaar (score: 2). Wanneer terrestrische en aquatische gegevens zijn gecombineerd bij het afleiden van het ER wordt de methode redelijk betrouwbaar (score: 5) geacht. Voor de humane ER's is de betrouwbaarheidsscore afhankelijk van de kwaliteit van de gebruikte toxiciteitsgegevens en de betrouwbaarheid van de schatting van de blootstelling met behulp van het

Tabel 2.3. Afleiding van ecotoxicologisch onderbouwde ER's voor PAK in water- en landbodems

fluoreen:	Methode 3c LC50s voor regenworm: 173 mg/kg en 206 mg/kg (Neuhauser <i>et al.</i> , 1986) geometrisch gemiddelde: $173/10$ en $206/10 = 18,9$ mg/kg ER = 20 mg/kg
naftaleen:	Methode 4 geometrisch gemiddelde van 5 NOEC's voor aquatische organismen (vissen, kreeftachtigen; Montizaan <i>et al.</i> , 1989): 0,34 mg/l partitiecoëfficiënt: 79 l/kg NOEC terrestrisch = 27 mg/kg ER = 30 mg/kg
fenanthreen:	methode 4 geometrisch gemiddelde van 3 NOEC's voor aquatische organismen (algen, kreeftachtigen, vissen; Montizaan <i>et al.</i> , 1989): 0,12 mg/l partitiecoëfficiënt: 791 l/kg NOEC terrestrisch = 95 mg/kg ER = 100 mg/kg
PAK individueel:	ER = 40 mg/kg (geometrisch gemiddelde 20,30 en 100)
som 10 PAK:	ER = 40 mg/kg (geometrisch gemiddelde 20,30 en 100)

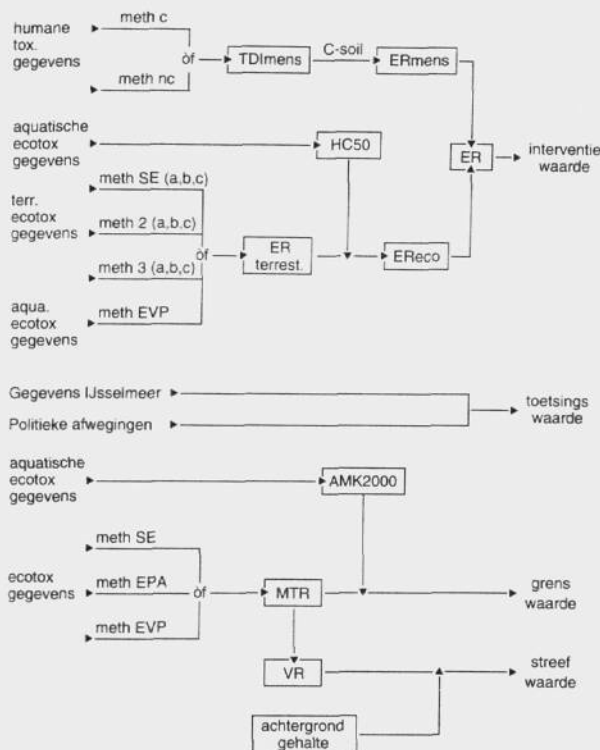
computerprogramma C-SOIL. De betrouwbaarheid van het humane ER en het ecosysteem ER is voor de 10 PAK van VROM ongeveer gelijk (tabel 2.4). Bij de integratie van de ER's is daarom voor de laagste, het ecosysteem ER, gekozen.

Tabel 2.4. Vergelijking van humaan en ecosysteem ER voor PAK en de betrouwbaarheidsscore van beide waarden (Van den Berg & Roels, 1991). De score voor de betrouwbaarheid kan uiteenlopen van 1 (weinig betrouwbaar) tot 10 (zeer betrouwbaar).

Stof	Humaan ER (mg/kg)	betrouw- baarheid	Ecosysteem ER	betrouw- baarheid
naftaleen	977	4	40	5
anthraceen	86900	3	40	5
fenanthreen	319	4	40	5
fluorantheen	496	4	40	5
benzo[a]anthraceen	10100	6	40	5
chryseen	88	4	40	5
benzo[a]pyreen	996	6	40	5
benzo[k]fluorantheen	10900	6	40	5
benzo[ghi]peryleen	11800	6	40	5
indeno[1,2,3-cd]pyreen	11400	6	40	5

2.3 Vaststelling van milieukwaliteitsnormen

De verschillende milieukwaliteitsnormen voor prioritaire stoffen zijn via een aantal verschillende routes vastgesteld. Hierbij spelen enerzijds bovengenoemde risiconiveaus en achtergrondgehalten een rol en anderzijds de politieke afweging van maatschappelijke belangen. In figuur 2.2 worden de procedures die zijn gevolgd bij het vaststellen van de vier normen die van belang zijn voor baggerspecie (fig 1.1) schematisch aangegeven. Hieronder wordt de afleiding van elk van de vier normen besproken. Ook de afstemming tussen de compartimenten water, waterbodem en landbodem komt hierbij aan de orde. In het kader van de afstemming tussen de verschillende milieucompartimenten zijn de normen voor waterbodem en landbodem aan elkaar gelijk gesteld. Afstemming met normen voor het compartiment lucht heeft tot nu toe voor de prioritaire stoffen niet plaatsgevonden. In de "Evaluatienota water" is besloten de milieukwaliteitsnormen voor de waterbodem voortaan op de som van de 10 PAK te baseren in plaats van op de individuele PAK (Ministerie van V&W, 1994). Dit besluit is een gevolg van de beleidsmatige wens om alle PAK gelijk te behandelen en de algemene indruk dat de toxiciteit van individuele PAK vergelijkbaar is (zie ook Denneman & Van Gestel (1990), § 2.2.4). De kwaliteitsnormen voor baggerspecie zijn dezelfde als die voor waterbodems. Ook de indeling van baggerspecie wordt daarom op de som van de 10 PAK van VROM gebaseerd.



Figuur 2.2. Schematische weergave van de afleiding van de huidige milieukwaliteitsnormen voor prioritaire stoffen. meth c: methode voor afleiden MTRmens bij genotoxisch-carcinogene stoffen (zonder drempelwaarde), meth nc: methode voor afleiden MTRmens bij niet genotoxisch-carcinogene stoffen (met drempelwaarde), meth 2: zie kader 2.3, meth 3: zie kader 2.3, meth EVP: evenwichtspartitiemethode.

2.3.1 Streefwaarde

Algemeen

Streefwaarden vertegenwoordigen het niveau waaronder sprake is van een verwaarloosbaar risico voor ecosystemen en functionele eigenschappen van het milieu. Ze geven het einddoel aan met betrekking tot de te realiseren milieukwaliteit in Nederland (Ministerie van VROM, 1991). Streefwaarden zijn zowel voor water, waterbodembodem, als landbodembodem vastgesteld. De streefwaarden voor de groep van prioritaire stoffen zijn in principe op het niveau van het VR gelegd. Als echter de stof ook van nature in het Nederlandse milieu voorkomt en het VR onder het natuurlijke achtergrondgehalte ligt is de streefwaarde op het niveau van het achtergrondgehalte gelegd (Ministerie van VROM, 1991).

De streefwaarden voor waterbodembodem zijn gelijkgesteld aan die voor landbodembodem. De streefwaarden voor water en landbodembodem zijn automatisch op elkaar afgestemd doordat in de huidige situatie de streefwaarden voor water en landbodembodem zijn gebaseerd op slechts één compartiment. De streefwaarde voor het andere compartiment zijn hieruit afgeleid met behulp van de evenwichtspartitiemethode omdat toxiciteitsgegevens of achtergrondgehalten voor dit compartiment ontbraken. Wanneer wel enige gegevens over een ander compartiment aanwezig waren, zijn deze gebruikt als een soort toetsing. In enkele gevallen gaf deze toetsing aanleiding tot aanpassing van de streefwaarden in beide compartimenten.

PAK

De streefwaarde voor de waterbodembodem voor de som van de 10 PAK van VROM is vastgesteld op 1 mg/kg standaard bodem. Deze komt overeen met de A-waarde voor de 10 PAK uit de Leidraad Bodembescherming (Ministerie van VROM, 1994). De A-waarden zijn niet wetenschappelijk onderbouwd, maar hadden ongeveer dezelfde intentie als de huidige streefwaarde. Ze zijn ongeveer gelijk aan de toenmalige detectielimiet. Het Ministerie van VROM heeft, onder andere op basis van het advies van de TCB (Technische Commissie Bodembescherming), besloten deze waarde voor de som van de 10 PAK te handhaven. De TCB was van mening dat 1 mg/kg een betere afspiegeling van PAK-gehalten in min of meer onbelaste gebieden was dan de op VR's gebaseerde individuele streefwaarden (Ministerie van VROM, 1993b; mond. meded. dhr C.A.J. Denneman, Ministerie van VROM).

2.3.2 Grenswaarde

Algemeen

De grenswaarden vormen de bovengrens van de maatschappelijk aanvaardbaar geachte concentraties van toxische stoffen. De grenswaarde wordt periodiek bijgesteld in de richting van de streefwaarde. Om deze reden ligt de grenswaarde altijd op of onder het

MTR (Ministerie van VROM, 1991). Dit proces heet voortschrijdende normstelling. Op de lange termijn dient als gevolg van brongerichte maatregelen sprake te zijn van een zodanig goede milieukwaliteit dat de grenswaarde gelijk wordt aan de streefwaarde. De grenswaarden zijn niet voor landbodems vastgesteld maar wel voor water en voor waterbodems, omdat een verbetering van de milieukwaliteit van persistente stoffen in een verontreinigde landbodem als gevolg van brongerichte maatregelen niet te verwachten is. De huidige grenswaarden zijn als volgt tot stand gekomen. Voor alle stoffen is het MTR voor water vergeleken met de waarden voor de AMK2000 voor water uit de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van V&W, 1989). In de meeste gevallen lag de AMK2000 onder het MTR. In dit geval is de AMK2000 overgenomen als grenswaarde. De AMK2000-waarden voor de waterbodem zijn in deze gevallen ook overgenomen als grenswaarde. In enkele gevallen lag de AMK2000 boven het MTR. In die gevallen is de grenswaarde voor water op het niveau van het MTR gelegd. De grenswaarde voor de waterbodem is hier vervolgens met behulp van de evenwichtspartitiemethode weer van afgeleid. Hierdoor zijn de grenswaarden voor waterbodem en water direct op elkaar afgestemd. De bovenstaande vergelijking van het MTR met de AMK2000 is in overeenstemming met het principe van voortschrijdende normstelling waarbij de grenswaarde alleen naar beneden wordt bijgesteld en verruiming van de norm niet mogelijk is.

PAK

De grenswaarde voor de waterbodem voor de som van de 10 PAK van VROM is vastgesteld op 1 mg/kg standaard bodem. Dit is gebaseerd op de oude grenswaarde voor de 6 PAK van Borneff (0,6 mg/kg; Ministerie van V&W, 1989) en de som van de AMK2000-waarden voor de waterbodem voor de individuele PAK (0,87 mg/kg in dit geval wordt gewerkt met de som in plaats van het geometrische gemiddelde zoals bij het ER, omdat de optelbaarheid van de effecten van verschillende PAK al in de AMK2000-waarden verwerkt is). Deze grenswaarde voor de som van de 10 PAK van VROM is dus niet gebaseerd op de MTR's van de individuele PAK. De grenswaarde ligt hiermee op hetzelfde niveau als de streefwaarde. Hierdoor bestaat er op dit moment voor baggerspecie geen kwaliteitsklasse 1 voor PAK.

2.3.3 Toetsingswaarde

Algemeen

De toetsingswaarde is speciaal voor onderhoudsbaggerspecie vastgesteld. De gedachtengang achter deze norm is als volgt. In principe zou baggerspecie met een concentratie hoger dan de grenswaarde niet verspreid mogen worden. Het handhaven van de grenswaarde als norm waarboven de specie niet meer in het milieu verspreid mag worden zou echter te grote hoeveelheden baggerspecie opleveren die in depots gestort moet worden. Daarom wil men tegemoet komen aan de baggeraars door (tijdelijk) een minder strenge norm voor verspreiding in het milieu vast te stellen. Dit is de

toetsingswaarde. Deze is gericht op het tegengaan van de verspreiding van de meest verontreinigde baggerspecie die niet in klasse 4 valt en het onder voorwaarden tijdelijk toelaten van de verspreiding van licht verontreinigde specie. Oorspronkelijk werd hierbij uitgegaan van verspreiding in oppervlaktewater. De voorwaarde voor het verspreiden van klasse 1 en 2 baggerspecie in het oppervlaktewater was dat geen verslechtering mocht optreden van de kwaliteit van de waterbodem in het betreffende gebied (Ministerie van V&W, 1989). In de huidige regelgeving is ook verspreiding van deze specie op de kant toegestaan. De getalswaarde van de toetsingswaarde stamt voor een aantal stoffen nog uit de klasse-indeling voor baggerspecie uit 1988 (RIZA, 1988). De toetsingswaarde in deze nota zijn gebaseerd op stofgehalten in relatief schone gebieden. Hiervoor is uitgegaan van het IJsselmeer. In een aantal gevallen is de toetsingswaarde later aangepast op grond van politiek overleg.

PAK

De toetsingswaarde voor de som van de 10 PAK van VROM is vastgesteld op 10 mg/kg standaard bodem. Deze waarde is vastgesteld in overleg tussen de ministeries van VROM en V&W. De toetsingswaarde voor de som van de 10 PAK is dus niet gebaseerd op de som van de concentraties van de 10 PAK in het IJsselmeer, maar op politiek overleg alleen. Een belangrijk argument voor de waarde van 10 mg/kg was, dat de toetsingswaarde op een redelijk niveau tussen de streefwaarde en de interventiewaarde in moest liggen. Het niveau van de toetsingswaarde is dus afgeleid van zowel grenswaarde als interventiewaarde.

2.3.4 Interventiewaarde

Algemeen

De interventiewaarden zijn alleen voor landbodem en waterbodem vastgesteld. Bij gehalten boven de interventiewaarde is sprake van ernstige verontreiniging van de bodem en dient nader onderzoek te worden uitgevoerd, waarbij rekening gehouden wordt met locale omstandigheden. Op grond van dit onderzoek wordt besloten of de bodem gesaneerd moet worden. De waarde is vastgesteld op het niveau van het geïntegreerde ER. Afstemming tussen bodem en water is voor deze norm niet nodig omdat voor water geen interventiewaarden bestaan. De interventiewaarde voor waterbodems is gelijk aan die voor landbodems. Afstemming tussen water- en landbodems heeft plaatsgevonden bij de berekening van het ER voor het ecosysteem. Tevens zijn de interventiewaarden voor water- en landbodem vergeleken met de grenswaarden voor waterbodem. Indien de interventiewaarden lager waren dan de grenswaarden zijn de interventiewaarden voor deze stoffen naar boven bijgesteld tot op het niveau van de grenswaarde.

PAK

De interventiewaarde voor de som van de 10 PAK van VROM is vastgesteld op 40 mg/kg standaard bodem. Deze waarde is vastgesteld op het niveau van het ER. Deze waarde

geldt ook voor elke individuele PAK afzonderlijk. Bij het vaststellen van de interventiewaarde voor de som van de 10 PAK van VROM zijn, net als bij de ER voor PAK, de overige PAK niet meegenomen in de berekening van de somnorm.

HOOFDSTUK 3:

EFFECTEN VAN PAK

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de waargenomen en potentiële toxische effecten van PAK op mens en ecosysteem. Uit de onderbouwing van het Ernstig Risiconiveau (ER) in hoofdstuk 2 bleek dat het ecosysteem kwetsbaarder is voor PAK in de bodem dan de mens (tabel 2.5). Bovendien bleken de streefwaarden voor PAK voor het ecosysteem ook een aantal functionele eigenschappen van de bodem voor de mens (drinkwaterwinning en teelt van gewassen of vee) voldoende te beschermen (Ministerie van VROM, 1991). Daarom zal dit hoofdstuk zich na een kort overzicht van effecten van PAK op de mens, voornamelijk op het ecosysteem richten.

Er wordt in dit hoofdstuk een onderscheid gemaakt tussen "oude" toxiciteitsgegevens die al bekend waren ten tijde van het afleiden van de risiconiveaus voor PAK en "nieuwe" toxiciteitsgegevens die zijn verschenen na die tijd. Het overzicht van de nieuwe toxiciteitsgegevens heeft een globaal karakter. Voor een uitgebreid overzicht van nieuwe toxiciteitsgegevens ter onderbouwing van de normen voor PAK, wordt verwezen naar het RIVM-rapport over PAK dat op dit moment wordt geschreven in het kader van de evaluatie en update van de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water".

Dit hoofdstuk heeft primair als doel het beschrijven van de effecten van PAK. Voor de conclusies die getrokken kunnen worden uit het overzicht van oude en nieuwe gegevens over de consequenties voor de afleiding van risiconiveaus wordt hier verwezen naar hoofdstuk 5 (§ 5.3).

3.2 Effecten op de mens

Opname van PAK door de mens kan zowel plaatsvinden via het maagdarmkanaal (oraal), de ademhalingswegen (inhalatoir), als de huid (dermaal). Voor de afleiding van het humane ER zijn alleen gegevens gebaseerd op orale toediening gebruikt. In het "Basisdocument PAK" wordt een overzicht gegeven van de effecten van PAK op de mens en op proefdieren (Sloof *et al.*, 1989; Montizaan *et al.*, 1989). Hieronder volgt een korte samenvatting.

3.2.1 Niet-carcinogene effecten

De acute toxiciteit (zie kader 2.1) van de 10 PAK van VROM is gering. LD50-waarden voor proefdieren variëren van 490 mg/kg lichaamsgewicht voor naftaleen bij ratten tot 1800 mg/kg lichaamsgewicht voor anthraceen bij muizen. De laagst bekende acuut letale dosering voor de mens is consumptie van 2000 mg naftaleen door een kind.

Er is weinig bekend van de overige niet-carcinogene effecten van PAK bij de mens of bij proefdieren als ratten en muizen. Ze treden over het algemeen slechts op bij concentraties waarbij ook carcinogene effecten optreden en zijn daarom alleen voor PAK zonder carcinogene werking zoals naftaleen en anthraceen van belang. Effecten zoals schade aan de ongeboren vrucht, groeiremming, irritatie en bruinkleuring van de lenzen vinden plaats bij doseringen variërend van 4,7 mg anthraceen per kg lichaamsgewicht (huidirritatie) tot 1000 mg naftaleen per kg lichaamsgewicht (bruinkleuring lenzen). Door Vermeire (1993) wordt op grond van deze gegevens de TDI (zie kader 2.1) voor niet carcinogene PAK (naftaleen en anthraceen) vastgesteld op 50 mg/kg lichaamsgewicht. Met behulp van C-soil is deze TDI omgezet naar het humane ER voor de niet-carcinogene PAK: 977 mg naftaleen/kg bodem en 86900 mg anthraceen/kg bodem (zie kader 2.4 en tabel 2.5).

3.2.2 Carcinogene en mutagene effecten

Over de carcinogene (kankerverwekkende) en mutagene (het erfelijk materiaal aantastende) effecten van PAK zijn weinig gegevens bekend over mensen. Er zijn enkele gegevens over de blootstelling van mensen aan mengsels van PAK in de lucht, maar voor de afleiding van bodemconcentraties zijn alleen gegevens gebaseerd op orale toediening van belang. Hierover zijn wel gegevens bekend van proefdieren. Uit experimentele gegevens en theoretische modellen blijkt dat benzo[a]pyreen en chryseen de hoogste carcinogene potentie hebben. In tabel 3.1 wordt voor de 10 PAK van VROM aangegeven in hoeverre ze carcinogeen of mutageen zijn. Deze informatie is alleen kwalitatief.

Voor benzo[a]pyreen zijn behalve kwalitatieve ook kwantitatieve gegevens bekend. Deze gegevens hebben betrekking op zowel orale als inhalatoire toediening van de PAK aan proefdieren. De toxiciteitsproef waaruit de TDI voor de mens is geschat is een levenslange orale toediening van 0,25 mg/kg lichaamsgewicht aan muizen, waarbij 1,25% van

de dieren een kwaadaardige tumor ontwikkelde. Op basis van dit gegeven zijn door Vermeire *et al.* (1993) alle TDI's voor carcinogene en mutagene PAK geschat (zie kader 2.4). Voor benzo[a]pyreen en chryseen ligt deze op 0,002 mg/kg lichaamsgewicht. De overige carcinogene PAK hebben een potentiële carcinogeniteit die een factor 10 lager ligt. De TDI voor deze PAK is daarom 0,02 mg/kg lichaamsgewicht. Deze TDI's zijn met behulp van het computerprogramma C-SOIL omgezet naar concentraties in de bodem voor het humane ER (zie tabel 2.5). Door het adviesbureau BKH zijn specifiek voor baggeraars maximaal toelaatbare PAK-concentraties in baggerspecie berekend. Deze lagen tussen de 55 en de 540 mg/kg baggerspecie (BKH, 1991) en zijn dus van de zelfde orde van grootte als de waarden voor het humane ER.

Tabel 3.1. Carcinogeniteit en mutageniteit van de 10 PAK van VROM (Slooff *et al.*, 1989)

PAK	Carcinogeniteit	Mutageniteit
<u>laag-moleculair</u>		
naftaleen	-	-
anthraceen	-	-
fenanthreen	?	(+)
fluorantheen	(+)	(+)
<u>hoog-moleculair</u>		
benzo[a]anthraceen	+	+
chryseen	+	(+)
benzo[k]fluorantheen	+	?
benzo[a]pyreen	+	+
benzo[ghi]peryleen	?	?
indeno[1,2,3-cd]pyreen	+	?

+: voldoende bewijs, (+): beperkt bewijs, ?: onvoldoende gegevens, -: geen bewijs.

Bij blootstelling aan een mengsel van verschillende PAK treedt over het algemeen een additieve werking op. Dit wil zeggen dat de effecten van de verschillende PAK bij elkaar optelbaar zijn.

3.3 Effecten op aquatische organismen

Opname van PAK door aquatische organismen kan plaatsvinden door blootstelling aan het water, het sediment of door opname uit voedsel. Het onderzoek naar effecten van PAK op aquatische organismen richt zich, in tegenstelling tot het onderzoek naar effecten voor de mens, vooral op de niet-carcinogene effecten. Effecten zijn vooral bekend van de meest water-oplosbare PAK: naftaleen, fenanthreen en fluorantheen (Slooff *et al.*, 1989).

Kwaliteitscriteria voor toxiciteitsgegevens

Bij het selecteren van de toxiciteitsgegevens voor de onderbouwing van de ecotoxicologische risiconiveaus zijn een aantal kwaliteitscriteria gehanteerd. De belangrijkste worden hieronder vermeld.

Nominale of reële concentratie

In een aantal toetsen wordt niet de reële concentratie van een stof vermeld, waaraan de organismen zijn blootgesteld, maar wordt alleen de concentratie aan het begin van de toets vermeld (nominale concentratie). Er wordt voorkeur gegeven aan de reële concentratie. Indien echter alleen toetsen bekend zijn met een nominale concentratie, zijn deze in enkele gevallen toch gebruikt na het toepassen van een veiligheidsfactor (Stortelder *et al.*, 1989).

Chronisch of acuut

De voorkeur gaat uit naar gegevens verkregen uit langdurige testen. Indien die niet aanwezig zijn, worden ook gegevens uit kortdurende experimenten gebruikt (zie o.a. Denneman & Van Gestel, 1990).

Effectniveaus

Er worden 3 typen effectniveaus gebruikt bij de schatting van de risiconiveaus: LC50, EC50 en NOEC. Toetsen waarin andere effectniveaus zijn gemeten, zoals EC90 of EC10, worden in principe niet gebruikt omdat ze slecht vergelijkbaar zijn (zie o.a. Denneman & Van Gestel, 1990).

Hoogte van de NOEC

Indien een NOEC-waarde voor een taxonomische groepen veel hoger was dan die van andere klassen is deze door Van de Meent *et al.* (1990) niet meegenomen in de berekeningen, omdat zij het MTR wilden baseren op gevoelige soorten.

Kader 3.1

Een aantal PAK zijn fototoxisch. Dit wil zeggen dat de toxiciteit van deze stoffen onder invloed van zonlicht veel groter is dan bij afwezigheid hiervan. Deze verhoogde toxiciteit wordt veroorzaakt doordat de PAK onder invloed van zonlicht oxyderen. Hierbij kunnen kortlevende maar zeer toxische tussenprodukten ontstaan. De mate van fototoxiciteit van de verschillende PAK varieert sterk (Sloof *et al.*, 1989). Uit experimenten blijkt dat vooral anthraceen en fluorantheen fototoxisch zijn (Montizaan *et al.*, 1989).

3.3.1 Oude toxiciteitsgegevens

De oude toxiciteitsgegevens zijn afkomstig uit Montizaan *et al.* (1989), Stortelder *et al.* (1989) en Van de Meent *et al.* (1990). Niet al deze gegevens zijn ook gebruikt voor de afleiding van ecologische risiconiveaus. Of de gegevens wel of niet zijn gebruikt voor de afleiding van het ER (Denneman & Van Gestel, 1990), het MTR (Van de Meent *et al.*, 1990), of de AMK2000 (Stortelder *et al.*, 1989) wordt per type gegeven vermeld. De meeste gegevens hebben betrekking op niet carcinogene effecten zoals sterfte, groeirem-

ming en reproductieremming. In enkele van deze rapporten worden zowel gehalten in oplossing als totaalgehalten (zowel in oplossing als gebonden aan zwevend stof) vermeld. Hier worden de gehalten in oplossing vermeld. In een aantal gevallen is het niet te achterhalen of het gehalten in oplossing of totaalgehalten betreft. In die gevallen is aangenomen dat het gehalten in oplossing betreft.

Niet-carcinogene acute effecten

Acute effecten worden weergegeven in de vorm van LC50- en EC50-waarden (kader 2.1). In tabel 3.2 worden de laagst bekende LC50- en EC50-waarden uit kortdurende testen voor zoetwater-organismen weergegeven. De duur van deze testen is één tot enkele dagen. De laagste waarden zijn voor het grootste deel afkomstig uit testen met kreeftachtigen (meestal watervlooien) en insecten (meestal muggen). Voor anthraceen, benzo[a]pyreen en fluorantheen zijn de laagste waarden, 1-4 µg/l, bekend. Anthraceen en fluorantheen zijn beide fototoxisch, wat wellicht de lage LC50- en EC50-waarden kan verklaren. De gegevens voor niet-carcinogene acute toxiciteit van PAK voor waterorganismen zijn niet gebruikt voor de afleiding van de risiconiveaus MTR, ER of de AMK2000 voor PAK in water, waterbodembodem of landbodembodem.

Tabel 3.2. Toxiciteit van PAK voor zoetwater-organismen. Gehalten in µg/l (opgelost).

Tussen haakjes: organismen waarvan toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. Organisme met hoogste gevoeligheid is onderstreept, a: alg, v: vis, w: weekdier, p: protozoën, k: kreeftachtigen, i: insecten, am: amfibie, comb: combinatie van vissen, kreeftachtigen en borstelwormen (zie tekst voor verdere uitleg); -: geen gegevens.

Stof	ACUUT laagste L(E)C50 ¹ gemeten	CHRONISCH laagste NOEC ¹ gemeten	CHRONISCH laagste NOEC QSAR, MTR ²	CHRONISCH NOEC QSAR, AMK ³
<u>Laag-moleculair</u>				
naftaleen	1600 (a,p,w,k,i,y,am)	40 (k,y)	572 (a,y)	-
anthraceen	1 (a,k,i,v,am)	-	90 (k,v)	5,1 (comb)
fenanthreen	500 (a,p,w,k,i,v,am)	30 (a,k,y)	90 (k,v)	4,8 (comb)
fluorantheen	4 (a,k,i,v,am)	50 (a)	26 (k,v)	1,61 (comb)
<u>Hoog-moleculair</u>				
benzo[a]anthraceen	10 (a,k)	3 (a)	9,4 (k,v)	0,56 (comb)
chryseen	1700 (k,i,am)	1 (a)	9,4 (k,v)	0,56 (comb)
benzo[a]pyreen	2 (a,k,i,v,am)	100 (a,am)	4,2 (k,v)	0,25 (comb)
benzo[k]fluorantheen	-	-	4,2 (k,v)	0,25 (comb)
benzo[ghi]perylene	-	-	1,2 (k,v)	0,07 (comb)
indeno[1,2,3-cd]pyreen	-	-	1,8 (k,v)	0,11 (comb)

1: Van de Meent *et al.* (1990), Denneman & Van Gestel (1990), Slooff *et al.* (1989); 2: Van de Meent *et al.* (1990), 3: Stortelder *et al.* (1989).

Niet-carcinogene chronische effecten

Chronische effecten worden over het algemeen weergegeven in de vorm van NOEC's (kader 2.1), maar in enkele gevallen worden ook andere toxiciteitsmaten zoals LC50's en EC50's gebruikt. In tabel 3.2 worden in de tweede kolom de laagst bekende gemeten NOEC's weergegeven. Deze zijn alle afkomstig uit langdurende testen. De duur van deze testen ligt meestal in de orde van grootte van enkele weken. De laagste gemeten NOEC's zijn over het algemeen afkomstig van testen met algen en vissen.

Voor chryseen en benzo[a]anthracen zijn de laagste gemeten NOEC's bekend. Opvallend is dat de laagst gemeten NOEC voor benzo[a]pyreen zelf ver boven de laagst gemeten LC50-waarde ligt. Deze NOEC is echter gebaseerd op slechts twee groepen organismen.

Van de Meent *et al.* achten geen van de gemeten NOEC's betrouwbaar genoeg voor het afleiden van het MTR, waardoor deze niet afgeleid zijn van gemeten NOEC's. Stortelder *et al.* (1989) hebben bij de afleiding van de AMK2000 voor PAK in water ook geen gebruik gemaakt van de gemeten NOEC waarden (zie ook kader 3.1). Denneman & Van Gestel (1990) achten de gemeten NOEC's voor naftaleen en fenanthreen in water echter wel betrouwbaar genoeg voor het afleiden van het ER voor water- en landbodems (zie tabel 2.3).

Voor PAK zijn een aantal QSAR's voor niet-carcinogene toxiciteit ontwikkeld. Met deze QSAR's kunnen zowel LC50-waarden als NOEC-waarden worden berekend. Over het algemeen geldt dat de toxiciteit gerelateerd is aan de wateroplosbaarheid en de K_{ow} . De toxiciteit van PAK neemt over het algemeen toe naarmate de oplosbaarheid afneemt. Hoogmoleculaire PAK zijn daardoor toxischer dan laagmoleculaire PAK. PAK met een specifieke werking (bijvoorbeeld fototoxiciteit) zijn meestal toxischer dan op grond van QSAR's voorspeld wordt. De QSAR's voor de hoogmoleculaire PAK voorspellen een toxiciteit die ongeveer overeen komt met de weinige beschikbare gemeten waarden. De waarden berekend met QSAR's voor naftaleen en fenanthreen zijn ook in overeenstemming met de beschikbare gemeten waarden. De QSAR's voor de twee fototoxische PAK anthracen en fluorantheen voorspellen echter waarden die ver boven de gemeten waarden voor de LC50's liggen (Slooff *et al.*, 1989). Dit kan worden veroorzaakt doordat de QSAR's geen rekening houden met bijzondere effecten van individuele PAK of doordat voor de meest gevoelige soort geen QSAR's zijn afgeleid.

Voor het afleiden van MTR en AMK2000 voor water, waterbodems en landbodems is gebruik gemaakt van QSAR's waarmee NOEC's berekend zijn. Er is dus bij de afleiding van de risiconiveaus geen rekening gehouden met bijzondere effecten zoals fototoxiciteit. Deze NOEC-waarden staan vermeld in de laatste twee kolommen van tabel 3.2. De gebruikte QSAR's zijn: een QSAR voor de watervlo (De Wolf *et al.*, 1988, in Van de Meent *et al.*, 1990), een QSAR voor vissen (Van Leeuwen *et al.*, 1990; in Van de Meent *et al.*, 1990) en een QSAR voor minimum toxiciteit (Van der Naald & Bruggeman, 1986, in Stortelder *et al.*, 1989b). De NOEC's voor laagmoleculaire PAK naftaleen, anthracen, fenanthreen en fluorantheen zijn altijd hoger dan die voor de hoogmoleculaire PAK. De

laagste NOEC wordt berekend voor benzo[ghi]peryleen. Het MTR is afgeleid van de laagste NOEC voor vis of watervlo gebaseerd op QSAR's. De AMK2000 is gebaseerd op de NOEC voor minimum toxiciteit berekend met een QSAR. Deze laatste QSAR is gebaseerd op toxiciteitsgegevens van een aantal soorten: 2 vissen, 3 kreeftachtigen en een borstelworm.

De NOEC's gebruikt voor het MTR zijn gemiddeld 5 maal hoger dan de gemeten NOEC's. Bij de afleiding van het MTR is rekening gehouden met het feit dat de berekende NOEC's 5 maal hoger zijn dan de gemeten NOEC's door de berekende NOEC's door een factor 5 te delen. De NOEC's gebruikt voor de AMK2000 zijn gemiddeld 3 maal lager dan de gemeten NOEC's.

Carcinogene en mutagene effecten

In het basisdocument PAK worden een aantal gevallen beschreven waarbij door blootstelling aan PAK tumoren werden veroorzaakt in aquatische organismen (Sloof *et al.*, 1989). In een veldstudie werd bij een blootstelling aan PAK in het sediment (totaalgehalte aan PAK 18-70 mg/kg sediment natgewicht) een verhoogde tumorfrequentie bij vissen gevonden. Bij blootstelling van platwormen aan benzo[a]pyreen werden tumoren gevonden. De dosis was hier echter onbekend. Bij blootstelling van vissen aan benzo[a]pyreen werd een LOAL-waarde (zie kader 2.1) van 0,1 µg/l gevonden. Hierbij traden mutagene effecten op (nl. chromosoomafwijkingen). Deze carcinogene en mutagene effecten zijn niet gebruikt voor het afleiden van risiconiveaus.

3.3.2 Nieuwe toxiciteitsgegevens

Door TNO zijn een aantal aquatische toxiciteitstoetsen voor PAK uitgevoerd, die gedeeltelijk in Hooftman *et al.* (in prep.) zijn samengevat en gedeeltelijk nog niet gepubliceerd zijn (RIZA, niet gepubliceerd). In tabel 3.3. worden deze nieuwe aquatische gegevens weergegeven (kolom 1). De verschillen tussen oude en nieuwe NOEC's worden weergegeven in de vorm van ratio's, waarbij de oude NOEC's uit tabel 3.2 door de nieuwe worden gedeeld. Voor individuele PAK kunnen de verschillen tussen nieuwe en oude gegevens zeer groot zijn. Zo is bijvoorbeeld de oude, voor de berekening van het MTR gebruikte, NOEC voor anthraceen 43 maal hoger dan de nieuwe gemeten waarde. Dit grote verschil kan niet het gevolg zijn van de fototoxiciteit van anthraceen omdat de proeven zijn gedaan in geel licht. Omdat de normen voor PAK in baggerspecie zijn gebaseerd op de som van de 10 PAK van VROM is het algemene beeld voor de 10 PAK van meer belang dan de verschillen voor individuele PAK.

Wanneer alle 10 PAK van VROM in beschouwing worden genomen wijken de nieuwe gegevens niet sterk af van de oude gemeten gegevens. De nieuwe gegevens wijken echter wel af van de oude berekende gegevens die zijn gebruikt voor de afleiding van het MTR. De nieuwe gemeten gegevens zijn gemiddeld circa 5 maal lager dan de oude berekende waarden voor watervlo en vis. Bij de afleiding van het MTR werd echter al rekening

Tabel 3.3. Nieuwe laagste gemeten NOEC's ($\mu\text{g/l}$) voor watervlo en vis en ratio's oude/nieuwe NOEC's.-: geen gegevens; *: nominale waarde; >: effecten pas zichtbaar boven de oplosbaarheidsdrempel.

Stof	laagste nieuwe NOEC	ratio met oude gemeten NOEC	ratio met NOEC MTR (QSAR)	ratio met NOEC AMK (QSAR)
<u>Laagmoleculair</u>				
naftaleen	-	-	-	-
anthraceen	2,1	-	43,0	2,4
fenanthreen	21,0*	1,4	4,3	0,23
fluorantheen	4,8	-	5,4	0,33
<u>Hoogmoleculair</u>				
benzo[a]anthraceen	> 9,0*	< 0,33	< 1,0	0,062
chryseen	> 1,0	< 1,0	< 9,4	0,56
benzo[a]pyreen	> 4,0	< 25,0	< 1,0	0,063
benzo[k]fluorantheen	0,23	-	18,0	1,1
benzo[ghi]perylene	> 0,16	-	< 7,5	0,44
indeno[1,2,3-cd]pyreen	-	-	-	-

gehouden met de lagere gemeten NOEC's door de berekende laagste NOEC te delen door een factor 5 alvorens de MTR te berekenen. De nieuwe gegevens wijken ook af van de NOEC's gebaseerd op minimum toxiciteit die zijn gebruikt voor de afleiding van de AMK2000. Gemiddeld zijn de nieuwe NOEC-waarden circa 3 maal hoger dan de QSAR-waarde voor minimum toxiciteit.

3.4 Effecten op terrestrische organismen

3.4.1 Effecten van PAK in op de kant gezette baggerspecie

Voor het afleiden van de risiconiveaus zijn geen gegevens over effecten van PAK in baggerspecie op het land gebruikt. Effecten van verontreinigingen in baggerslib op terrestrische organismen zijn alleen onderzocht door Marquenie *et al.* (1987). Zij onderzochten de effecten van 7 jaar oude baggerspecie uit een depot op regenwormen. In het depot zijn in de loop der tijd verschillende biotopen ontstaan: water, moeras en land. 7 jaar na de laatste stort van baggerspecie zijn grondmonsters uit de verschillende delen van het depot meegenomen naar het laboratorium. Hier werd de concentratie van een aantal stoffen waaronder PAK in de baggerspecie gemeten en vervolgens werden er wormen opgekweekt op deze vervuilde baggerspecie. Ook werden wormen verzameld in het baggerspeciedepot zelf. De totale concentratie van 9 van de 10 PAK van VROM (naftaleen werd niet gemeten) in de baggerspecie was hoog: gemiddeld 22 mg/kg op basis van het drooggewicht (organische stofgehalten 9-20%). Deze waarde ligt tussen de

toetsingswaarde en interventiewaarde in. De concentratie van deze 9 PAK in de wormen opgekweekt op baggerspecie was gemiddeld 8 mg/kg DW. Dit was gemiddeld 15 maal hoger dan in wormen opgekweekt op een niet vervuilde referentiebodembed. Ditzelfde gold voor de in het depot zelf verzamelde wormen. Uit het onderzoek bleek tevens dat de groei van regenwormen in de natte gebieden van het depot, waar de PAK concentratie het hoogst was, minder was dan in de droge gebieden, met over het algemeen een lagere PAK concentratie. Het is echter niet duidelijk of deze groeiremming werd veroorzaakt door de hoge concentratie aan PAK, door de natte omstandigheden of door de aanwezigheid van andere toxische stoffen zoals zware metalen en PCB's.

3.4.2 Waargenomen effecten van PAK op terrestrische organismen

Oude toxiciteitsgegevens

Over de effecten van PAK op terrestrische organismen was ten tijde van de berekening van de risiconiveaus ten behoeve van de huidige normen nog weinig bekend (Sloof *et al.*, 1989; Van der Meent *et al.*, 1990). Planten kunnen PAK opnemen uit de bodem, maar de meeste PAK nemen planten waarschijnlijk op uit de lucht via de bovengrondse delen. PAK kunnen bij planten zowel groeistimulatie als groeiremming veroorzaken. Groeistimulatie werd gevonden bij concentraties variërend van 10 µg-100 mg benzo[a]pyreen/l voedingsoplossing. De groeistimulatie lijkt toe te nemen met de carcinogene potentie van de PAK. Groeiremming vindt plaats bij concentraties vanaf 50 µg benzo[a]pyreen/l voedingsoplossing. Deze gegevens zijn afkomstig uit verschillende proeven (Montizaan *et al.*, 1989). Concentraties tussen de 50 µg en 100 mg/l kunnen dus bij de éne plantensoort groeistimulatie en bij de andere plantensoort groeiremming veroorzaken. De concentraties van PAK in de voedingsoplossing zijn niet terug te rekenen naar concentraties in de bodem.

Over de toxiciteit van PAK voor terrestrische dieren was ten tijde van de berekening van de risiconiveaus wellicht nog minder bekend dan over planten. Er was één laboratorium toxiciteitstest met fluoreen in een kunstmatige bodem bekend, waarin het effect op regenwormen wordt bekeken. De LC50s voor een standaard bodem (10% organische stof) die uit deze tests zijn geëxtrapoleerd, lopen uiteen van 170 tot 206 mg/kg DW (Neuhauser *et al.*, 1986; in: Denneman & Van Gestel, 1990). Deze gegevens zijn gebruikt voor de onderbouwing van het ER (water- en landbodembed) voor ecosystemen (zie tabel 2.3).

Verder waren er nog enkele gegevens uit veldexperimenten met naftaleen en springstaarten, mijten en andere geleedpotigen bekend. In een deel van deze tests werden EC50s gemeten variërend van 1065 tot 14.000 mg/kg (Best *et al.*, 1978; in: Denneman & Van Gestel, 1990). Dit waren echter vrij kortdurende tests (8 dagen), die niet betrouwbaar genoeg werden geacht voor het afleiden van risiconiveaus. Een ander deel van deze veldtests was langduriger (26-60 dagen). Hierin werden EC80s en EC90s (concentraties waarbij 80 respectievelijk 90% van de individuen schade ondervindt) gemeten van 67 mg/kg (Williams & Wiegert, 1971, In: Denneman & Van Gestel, 1990). Deze gemeten

waarden voor naftaleen werden echter door Denneman & Van Gestel niet bruikbaar geacht om te gebruiken voor de onderbouwing van het ecosysteem ER (zie kader 3.1).

Nieuwe toxiciteitsgegevens

Sinds 1990 zijn er een aantal testen uitgevoerd waarin het effect van kunstmatig aan bodems toegevoegde PAK op terrestrische organismen is bekeken (Neuhauser & Callahan, 1990; Van Straalen & Verweij, 1991; Bowmer *et al.*, 1993; Van Brummelen & Stuijzand, 1993; Sánchez *et al.*, 1994; Van Brummelen & Van Gestel, in prep.; Van Brummelen & Reuther, in prep.). De laagste NOEC's per individuele PAK gebaseerd op deze testen, liggen ver uit elkaar (tabel 3.4). Voor fenanthreen en benzo[a]pyreen zijn de laagste NOEC's gemeten (75 respectievelijk 25 mg/kg). Voor de overige PAK waarmee proeven gedaan zijn ligt de NOEC boven de 1000 mg/kg. Voor fenanthreen zijn behalve NOEC's ook LC50- en EC50-waarden gemeten. De laagste hiervan was een EC50 van 124 mg/kg voor springstaarten. Op het moment van verschijnen van dit rapport zijn nog een aantal onderzoeken naar het effect van PAK in bodem op land-organismen in volle gang (o.a. bij de VU, het RIVM en het IBN). De gegevens van deze lopende onderzoeken konden nog niet verwerkt worden.

De nieuwe laagste gemeten terrestrische NOEC's worden in tabel 3.4 vergeleken met de aquatische NOEC's gebruikt voor het afleiden van ER, MTR en AMK2000 voor water- en landbodems en met de laagste gemeten NOEC's voor waterorganismen, waarbij zowel de oude als de nieuwe gemeten NOEC's zijn betrokken (tabel 3.1 en 3.2). Voor deze vergelijking was het noodzakelijk deze aquatische NOEC's ($\mu\text{g/l}$) met behulp van partiticoëfficiënten (K_p 's) om te zetten in terrestrische NOEC's (mg/kg bodem). Voor deze omzetting zijn de K_p 's gebruikt die ook door Denneman & Van Gestel, Van de Meent *et al.* en Stortelder *et al.* gebruikt zijn voor het afleiden van de verschillende risiconiveaus. De gemeten aquatische NOEC's zijn omgezet met behulp van de partiticoëfficiënten van Van de Meent *et al.*

De laagste gemeten terrestrische NOEC's bleken ongeveer 100 maal hoger te zijn dan de voor de AMK2000 gebruikte waarden en 2 maal hoger dan die gebruikt voor het MTR. De gemeten terrestrische NOEC voor fenanthreen ligt in dezelfde orde van grootte als die gebruikt voor het ER. De laagste gemeten terrestrische NOEC's zijn gemiddeld een factor 16 hoger dan NOEC's gebaseerd op de laagste gemeten aquatische NOEC's. Omdat echter de terrestrische gegevens slechts op een klein aantal toetsen met een klein aantal organismen zijn gebaseerd, kan een conclusie over eventuele verschillen in gevoeligheid tussen aquatische en terrestrische organismen nog niet op deze gegevens gebaseerd worden. Hiervoor is meer onderzoek naar de effecten van PAK in de bodem op terrestrische organismen nodig.

Tabel 3.4. Nieuwe laagste gemeten NOEC's (mg/kg standaard bodem of mg/kg voedsel (pissebed); gepubliceerd na 1989) voor terrestrische bodemorganismen vergeleken met de oude NOEC's gebruikt voor het afleiden van risiconiveaus (mg/kg standaard bodem) en de laagste gemeten aquatische NOEC's. Tussen haakjes de organismen waarvoor NOEC's bekend zijn, p: pissebedden, s: springstaarten, r: regenwormen. Het gevoeligste organisme is onderstreept.

Stof	nieuwe NOEC terr gemeten	NOEC ER aqua gemeten	NOEC MTR aqua QSAR	NOEC AMK aqua QSAR	NOEC aqua gemeten
<u>Laagmoleculair</u>					
naftaleen	-	27	74	-	5,2
anthracen	> 1000 (s)	-	237	2,5	5,5
fenanthreen	75 (p,s,r)	95	206	2,3	48,1
fluorantheen	> 1000 (p,r)	-	82	3,1	15,1
<u>Hoogmoleculair</u>					
benzo[a]anthracen	> 1000 (p)	-	94	3,4	29,7
chryseen	> 1000* (r)	-	94	3,4	9,5
benzo[a]pyreen	32 (p,s)	-	105	3,9	100,0
benzo[k]fluorantheen	-	-	105	3,9	5,8
benzo[ghi]perylene	-	-	119	4,3	15,9
indeno[1,2,3-cd]pyreen -	-	-	113	4,3	-

*: Alleen nominale waarde bekend. Omdat in deze testen bleek dat het PAK-gehalte gedurende de proef sterk afnam zijn deze gegevens niet erg betrouwbaar.

3.4.3 Partiticoëfficiënten

De normen voor PAK in de bodem zijn voor het merendeel gebaseerd op effecten op aquatische organismen. Via K_p 's (partiticoëfficiënten bodem/water) zijn de concentraties in water omgerekend naar concentraties in de bodem (zie kader 2.2 en 2.3). Deze K_p 's zijn gebaseerd op metingen in bodems waar de PAK experimenteel aan toe zijn gevoegd vlak voor de metingen. Het RITOX (Research Instituut Toxicologie) heeft onlangs metingen gedaan aan partiticoëfficiënten voor PAK, met een methode die zeer betrouwbaar wordt geacht: de slow-stirring methode. Ook deze methode gaat uit van bodems waaraan vlak voor de metingen kunstmatig PAK zijn toegevoegd. Het blijkt dat de K_p 's gebruikt voor de afleiding van de AMK2000, het MTR en het ER goed overeen komen met deze nieuwe metingen (RITOX, ongepubliceerde resultaten).

Al deze metingen gaan uit van bodems die recent in het laboratorium met PAK vervuild zijn. In het veld zijn de PAK vaak al veel langer in de bodem aanwezig, waardoor de PAK veel meer aan de bodem gebonden zijn dan in de laboratorium-proeven. Dit leidt

ertoe dat de K_p 's voor uit het veld gehaalde, met PAK vervuilde, bodems over het algemeen veel hoger liggen dan die gemeten voor laboratorium-bodems (Cayal & Connel, 1990; WL, 1992). Indien de berekening van het MTR, het ER en de AMK 2000 zouden worden uitgevoerd met de K_p -waarden gebaseerd op veldmetingen zouden de MTR's, de ER's en de AMK2000 voor PAK in bodem hoger komen te liggen.

HOOFDSTUK 4:

VERDWIJNPROCESSEN VOOR PAK OP DE KANT

4.1 Inleiding

De indeling van onderhoudsbaggerspecie in kwaliteitsklassen geschiedt op grond van metingen van toxische stoffen in het gedeelte van de waterbodem dat gebaggerd zal gaan worden. Voor het risico dat deze specie oplevert voor het terrestrische ecosysteem is echter de actuele concentratie van PAK in de baggerspecie op de kant van belang. Dit risico is naast het blootstellingsniveau, ook afhankelijk van de aanwezigheid van terrestrische organismen die blootgesteld kunnen worden. De aanwezigheid van deze organismen is afhankelijk van de manier waarop de baggerspecie op de kant gezet wordt en wat er daarna mee gebeurt. Als de baggerspecie in een smalle strook langs de watergang wordt neergezet zullen er minder organismen mee in aanraking komen, dan wanneer de specie over een brede strook wordt verspreid. In het eerste geval speelt successie een belangrijke rol. Omdat het actuele risico afhankelijk is van de manier van op de kant zetten van de specie en de in de omgeving aanwezige organismen, is dit risico niet geschikt voor het onderbouwen van landelijke normen. Beter is het uit te gaan van het potentiële risico dat de PAK-concentratie in de baggerspecie kan betekenen.

De concentratie van PAK in de baggerspecie op de kant kan echter door verschillende oorzaken lager zijn dan de concentratie die in de waterbodem is gemeten. In dit hoofdstuk worden een aantal processen beschreven die een afname van de concentratie PAK in de baggerspecie op de kant ten opzichte van die in de waterbodem kunnen veroorzaken.

Eén van deze oorzaken kan de baggertechniek zijn. Op de bodem van een watergang die om onderhoudsredenen gebaggerd moet worden ligt over het algemeen een dikke laag slib. Dit slib bevat meestal een hogere concentratie aan PAK dan de stevigere laag daar onder. Voor het baggeren wordt de concentratie PAK gemeten in een monster dat wordt

genomen over de gehele diepte van de te baggeren laag. Deze laag bestaat voornamelijk uit het slib. Bij de conventionele baggertechnieken die worden gebruikt voor het op diepte brengen van watergangen wordt echter naast het slib waarschijnlijk ook een deel van de stevigere laag daaronder naar boven gebracht terwijl een deel van het fijne meest vervuilde slib in suspensie gebracht wordt (vertroebeling) of weer terug de watergang in zal stromen door morsen (RIZA, 1988; Van der Veen, 1993). Deze twee processen kunnen er voor zorgen dat de concentratie van PAK in de baggerspecie op de kant lager is dan die gemeten in de te baggeren laag van de waterbodem. Naar deze processen is echter weinig onderzoek gedaan zodat het niet mogelijk is een goede schatting van het effect op de concentratie PAK in de specie op de kant te geven. Door het Waterloopkundig Laboratorium en Rijkswaterstaat wordt op dit moment in het kader van POSW (Projectgroep Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems) onderzoek verricht naar deze processen (mond. meded. dhr Arts, RIZA). De uitkomsten van deze onderzoeken kunnen wellicht gebruikt worden om te schatten of door morsen een substantiële afname van de concentratie van PAK in baggerspecie op de kant ten opzichte van die in het water kan voorkomen.

4.2 Verdwynprocessen

Processen die mogelijk de concentratie van PAK in baggerspecie kunnen verlagen na het op de kant zetten zijn: verdamping, abiotische afbraak, biotische afbraak (biodegradatie), uitspoeling, afspoeling en opname door planten.

4.2.1 Verdamping en afbraak

De bijdragen van verdamping, abiotische en biotische afbraak worden over het algemeen niet los van elkaar gemeten. Alle drie de processen komen op gang tijdens de rijping van de baggerspecie. Een belangrijke factor hierbij is de blootstelling aan lucht. Hierdoor kan verdamping van PAK plaatsvinden en de aërobe abiotische en biotische afbraak op gang komen. De biotische afbraak of biodegradatie wordt bijna geheel verzorgd door micro-organismen. De bijdrage van hogere organismen hieraan is verwaarloosbaar. De drie processen worden vaak gezamenlijk bekeken in studies naar landfarming. Landfarming is een biologische grondreinigingstechniek om grond vervuild met organische verbindingen (onder andere PAK) schoon te maken met behulp van microorganismen. Bij deze techniek kunnen nutriënten, mineralen en zelfs microorganismen aan de bodem worden toegevoegd. Ook kan de bodem eventueel worden bewerkt en geïrrigeerd zodat een optimaal klimaat voor de microorganismen ontstaat en de afbraak sneller verloopt. Een overzicht van onderzoek naar de afname van PAK door landfarming en andere bioremediation technieken wordt gegeven in Wilson & Jones (1993).

Bij landfarming met als doel het verwijderen van PAK worden over het algemeen op de vervuilde grond geen planten gekweekt, dus van verdwijnen van PAK door opname door

planten is geen sprake. Ook afvoer van PAK door uitspoeling en afspoeling vindt niet plaats doordat het uitspoelende water wordt opgevangen en getourneerd. Hoewel de meeste in Wilson & Jones beschreven technieken zijn gericht op het verwijderen van PAK door biodegradatie, kan verdamping en abiotische afbraak in de meeste proeven niet worden uitgesloten.

In Wild *et al.* (1991) wordt de afname van PAK in de bodem beschreven onder natuurlijke omstandigheden gedurende 20 jaar op twee verschillende locaties. Het gaat hier om bodems die niet alleen vervuild zijn met PAK, maar ook met zware metalen. Ook in deze proeven zijn uit- en afspoeling en opname door planten niet aan de orde.

In het kader van POSW is de afname van PAK in baggerspecie door de toepassing van landfarming gemeten (Van Lierop & De Groot, 1991). Van Lierop en De Groot onderzochten onder andere een variant waarbij de specie in een laag van 15 tot 30 centimeter werd verspreid en verder niet meer werd bewerkt. Deze situatie komt het meest overeen met het op de kant zetten van baggerspecie na baggeren.

In tabel 4.1 wordt de range van afnamepercentages voor de 10 PAK van VROM weergegeven die in de bovengenoemde studies werden gevonden. De afnamepercentages per dag zijn uitgaande van een exponentiële afname uit de literatuur afgeleid. Studies waarin sprake was van grond die pas in het experiment werd vervuild met PAK zijn niet meegenomen, omdat verwacht wordt dat de PAK in deze grond meer beschikbaar is, dan in baggerspecie waarin de PAK al veel langer aanwezig kan zijn en daardoor waarschijnlijk meer aan de bodemdeeltjes geadsorbeerd is.

Park *et al.* (1990) hebben de verdamping, de abiotische en de biotische afbraak apart gemeten. Hoewel deze metingen wel zijn verricht met een bodem waaraan PAK is toegevoegd, worden de resultaten hier toch besproken omdat ze iets zeggen over de relatieve bijdrage van de drie processen. Verdamping speelde alleen bij naftaleen een grote rol: 30% van de toegevoegde naftaleen was binnen 48 uur verdampt. Een significante bijdrage van de abiotische afbraak aan de afname van PAK werd alleen voor naftaleen (12-14% afname), anthraceen (8-9% afname) en fenanthreen (14-17% afname) gevonden. Concluderend spelen voor laagmoleculaire PAK verdamping en abiotische afbraak nog een rol bij de afname van PAK, maar voor hoogmoleculaire PAK is voornamelijk de biodegradatie van belang. De snelheid van de biodegradatie is gerelateerd aan het aantal ringen van de PAK. De DT_{50} (= halfwaardetijd) voor PAK met 2 (naftaleen), 3 (anthraceen, fenanthreen en fluoranthreen), of 4 tot 5 (rest 10 PAK van VROM) ringen is respectievelijk 2 dagen, 60 dagen en 300 dagen. Dit ligt ongeveer in dezelfde orde van grootte als de waarden gevonden in de bioremediatieproeven met verontreinigde grond (zie tabel 4.1). Ook Sims & Overcash (1983) concluderen op basis van een literatuurstudie dat afbraak door micro-organismen de grootste bijdrage aan de afname van PAK in bodems levert.

Tabel 4.1. Afname van PAK in vervuilde bodems als gevolg van verdamping en abiotische en biotische afbraak. 1e en 3e kolom: ranges, - : kon niet in het onderzoek voor, DT_{50} halfwaardetijd.

Stof	% afname/dag landfarming Wilson&Jones ¹		% afname /dag veld baggerspecie ²	% afname/dag veld bodem ³	DT ₅₀ (dagen) landfarming baggerspecie ²
<u>Laagmoleculair</u>					
naftaleen	1,1	- > 5,2	0,50	> 0,091 - 0,37	139
anthraceen	0,0	- 2,6	0,37	0,024 - 0,27	187
fenanthreen	0,0	- 2,1	0,33	0,033 - 0,045	209
fluorantheen	0,054	- 2,1	0,23	0,024 - 0,10	296
<u>Hoogmoleculair</u>					
benzo[a]anthraceen	0,073	- 1,7	0,17	-	405
chryseen	0,096	- 2,8	0,15	0,024 - 0,098	453
benzo[a]pyreen	0,054	- 0,68	0,13	0,023 - 0,098	517
benzo[k]fluorantheen	0,21	- 0,39	0,11	-	636
benzo[ghi]peryleen	-	-	0,05	0,021 - 0,032	1444
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,24	- 0,43	0,15	-	478

1: Wilson & Jones (1993); 2: Van Lierop & De Groot (1991); 3: Wild *et al.* (1991)

Uit tabel 4.1 blijkt dat de verdwynpercentages in het onder veldomstandigheden over het algemeen een stuk lager zijn dan die in de landfarming en landfarming-achtige proeven beschreven door Wilson & Jones (1993). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de meer optimale omstandigheden bij de landfarmingproeven.

Verder blijkt uit tabel 4.1 dat de laagmoleculaire PAK sneller verdwijnen dan de hoogmoleculaire PAK. Ook Park *et al.* (1990) concluderen dat laagmoleculaire PAK sneller afbreken dan hoogmoleculaire PAK. Wild *et al.* (1991) vonden een positief lineair verband tussen de K_{ow} en de halfwaardetijd: $DT_{50} = 2.5 K_{ow} - 5.9$. Omdat laagmoleculaire PAK een lagere K_{ow} hebben dan hoogmoleculaire PAK, levert dit verband indirect ook de bovenstaande relatie tussen molecuulgewicht (of aantal ringen) en verdwijntijd op.

4.2.2 Afspoeling en uitspoeling

Onder afspoeling wordt hier verstaan dat PAK uit de baggerspecie op de kant regelrecht naar de sloot terugspoelt. Onder uitspoeling wordt hier verstaan dat de PAK uit de baggerspecie naar het grondwater uitspoelt. Met eventuele terugstroom van de baggerspecie zelf de sloot in wordt hier geen rekening gehouden. Aangenomen wordt dat de bagger voldoende ver van de slootkant af op de kant wordt gezet.

Volgens Van Gestel (1984) is de uitspoeling van PAK gering door sterke binding van PAK aan bodemdeeltjes, maar indien ook organische stof uitspoelt zouden PAK die daaraan gebonden zijn, kunnen meespoelen. Uitspoeling kan worden vergemakkelijkt door de afbraak van organisch materiaal dat plaatsvindt tijdens de rijping van de baggerspecie. Hierdoor zal de fractie van de organische stof die uit kleine deeltjes bestaat groter worden. Deze kleine deeltjes spoelen makkelijker uit dan de grote. Hierdoor kan PAK die aan deze deeltjes gebonden is mee uitspoelen (Johnson & Amy, 1995).

Van Lierop & De Groot (1991) meten een zeer lage concentratie PAK in het drainage water van een minstens 15 centimeter dikke laag rijpende baggerspecie met een totaalgehalte aan PAK van gemiddeld 93 mg/kg. De maximale PAK-concentratie in het drainage water was 0.3 µg PAK/l. Gemiddeld valt in Nederland ongeveer 750 mm regen per jaar. Dat komt overeen met 750 l/m². De baggerspecie had bij aanvang een droge stof gehalte van 56%. Dit komt bij een laagdikte van 15 cm overeen met 120 kg baggerspecie (d.s)/m². Er valt dus 6,25 l regenwater per kg specie. Door rijping wordt in het eerste jaar nog eens 0.35 l/kg aan de specie onttrokken. Bij elkaar opgeteld geeft dit maximaal 6,60 l drainagewater per kg baggerspecie. Hierdoor is dus maximaal $6,60 \times 0.3 \mu\text{g} = 2,0 \mu\text{g}$ PAK/kg-jaar baggerspecie weggespoeld. Dit is slechts 0.002% van de totale concentratie. Uit deze gegevens blijkt dat de bijdrage van uitspoeling en afspoeling ten gevolge van de toevoer van regenwater aan de afname van PAK in baggerspecie op de kant te verwaarlozen is.

4.2.3 opname door planten

Opname van stoffen door planten wordt door sommige auteurs (o.a. Shimp *et al.*, 1993) ook gezien als bioremediation. Hiervoor is het wel noodzakelijk dat in de plant biodegradatie van de stof plaatsvindt, of dat de planten na een bepaalde tijd geoogst worden.

Voor PAK in de bodem is opname door planten geen belangrijk verdwijnp proces. De opname van PAK uit de bodem door planten is waarschijnlijk erg laag. Op basis van een literatuuronderzoek concludeert Edwards (1983) dat meeste PAK die aanwezig is in vegetatie waarschijnlijk afkomstig is via depositie uit de atmosfeer. Sims & Overcash (1983) concluderen dat de bijdrage van opname door planten aan de verwijdering van PAK uit de bodem klein is in vergelijking met andere processen zoals afbraak. Ook Wild *et al.* (1992) vonden geen verhoogde PAK concentratie in akkerbouwgewassen op met PAK vervuilde grond. Hoewel Van Gestel (1984) concludeert dat opname van PAK uit de bodem door planten wellicht op zeer lichte gronden met een laag adsorptief vermogen of bij hoge PAK-concentraties (>0.1 mg/kg) een rol kan spelen, blijkt ook uit zijn literatuuroverzicht dat in de meeste gevallen planten weinig PAK opnemen uit de bodem. Hieruit kan geconcludeerd worden dat opname van PAK door planten uit de baggerspecie vrijwel geen bijdrage levert aan de afname van PAK in baggerspecie op de kant.

HOOFDSTUK 5: EVALUATIE

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de informatie uit de voorgaande hoofdstukken geëvalueerd in het licht van de normstelling voor PAK in baggerspecie. Als eerste wordt de normstellingsprocedure (hoofdstuk 2) geëvalueerd. Hierna wordt bekeken of de nieuwe gegevens over effecten van PAK (hoofdstuk 3) aanleiding geven tot wijziging van de hoogte van de normen voor PAK in baggerspecie. Vervolgens worden enkele voorstellen gedaan over hoe er bij de normen voor baggerspecie aandacht besteed kan worden aan de belangrijkste verdwynprocessen voor PAK in baggerspecie (hoofdstuk 4). Het rapport wordt besloten met een aantal aanbevelingen voor verder onderzoek en voor de aanpassing van normen en normstellingsprocedures.

5.2 Normstellingsprocedure

De evaluatie is opgesplitst in twee delen. Een deel behandelt de keuzen die zijn gemaakt bij de normstelling in het algemeen en specifiek de normstelling voor PAK in baggerspecie. In het tweede deel wordt de afleiding van de vier klassegrenzen voor PAK in baggerspecie meer in detail besproken.

5.2.1 Normstelling algemeen

De milieukwaliteitsnormen voor de verschillende compartimenten zijn zo goed mogelijk op elkaar afgestemd. Hierdoor biedt een norm van één compartiment voldoende

bescherming voor de overige compartimenten waarin de stof ook kan voorkomen. Deze afstemming heeft als gevolg dat zowel de streefwaarden als de interventiewaarden voor water- en landbodem aan elkaar gelijk zijn. De gemeenschappelijke norm beschermt in principe het meest kwetsbare van de twee systemen. Dit heeft als voordeel dat waterbodem landbodem kan worden (en andersom). Dit is in overeenstemming met het uitgangspunt van de multifunctionaliteit van de bodem. Dit wil zeggen dat de bodem in beginsel de potentie dient te behouden om zijn verschillende mogelijke functies naar behoren te kunnen blijven vervullen. Bovendien houdt één norm voor beide typen bodem de normstelling overzichtelijk.

Als echter één van de twee compartimenten veel kwetsbaarder is voor een bepaalde stof dan de ander en weinig uitwisseling tussen de twee compartimenten plaatsvindt, heeft een gezamenlijke norm als nadeel dat hij voor één van de twee compartimenten in principe te streng is. Voor PAK zijn enkele aanwijzingen gevonden dat het terrestrische ecosysteem wellicht minder gevoelig is dan het aquatische ecosysteem. Als het multifunctionaliteitsprincipe iets minder streng gehanteerd zou worden en dus de eis dat landbodem in de toekomst waterbodem zou moeten kunnen worden, losgelaten zou worden, zou een aparte norm voor beide bodemtypen overwogen kunnen worden. De stroom van PAK van landbodem naar water en waterbodem is namelijk waarschijnlijk niet erg groot (zie § 4.3.2). Hiervoor is wel een goede onderbouwing van de normen voor de landbodem op grond van terrestrische toxiciteitsgegevens noodzakelijk. Op dit moment zijn daarvoor nog te weinig gegevens voorhanden.

Baggerspecie wordt bij de normstelling behandeld als bodem. Alle normen behalve de toetsingswaarde zijn rechtstreeks afgeleid uit bodemnormen. Er wordt echter in beleidsstukken vaak gesproken over "produktnormen" voor baggerspecie. De vraag is, of het terecht is dat gesproken wordt van produktnormen voor baggerspecie. Immers produktnormen en milieukwaliteitseisen zijn verschillende soorten normen. Produkt-normen worden over het algemeen alleen opgesteld voor materialen die worden (her)gebruikt. De hoogte en het soort norm zijn behalve van milieukwaliteitsdoelstellingen vaak ook afhankelijk van de toepassing van het produkt. Voorbeelden van produktnormen zijn de normen voor zuiveringsslib, compost en zwarte grond bij gebruik als organische meststof, of de normen voor wel of niet vormgegeven bouwstoffen. In het geval van baggerspecie zijn de normen niet afhankelijk van een toepassing, maar zijn de "toepassingen", de verwerkingsmogelijkheden, afhankelijk van de normen. Omdat baggerspecie, wanneer het niet wordt toegepast als bouwstof, in feite ook gewoon bodem is, ligt het voor de hand de baggerspecie inderdaad als bodem te behandelen, zodat de specie aan de bodemnormen moet voldoen. Bij deze toepassing van de bodemnormen zou echter wel rekening gehouden kunnen worden met het feit dat baggerspecie een "veranderende" bodem is. De concentratie van stoffen als bijv. PAK in de baggerspecie kan sterk veranderen tijdens het rijpingsproces (zie 5.4).

De huidige normen voor PAK in baggerspecie zijn gebaseerd op de som van de concentraties van de 10 PAK van VROM. Deze somnorm heeft als voordeel dat rekening

gehouden wordt met de additionele werking van PAK. Wanneer alle PAK afzonderlijk zouden worden beoordeeld, wordt de toxiciteit van de totale concentratie PAK in de baggerspecie onderschat, omdat geen rekening gehouden wordt met het gegeven dat de effecten van de verschillende PAK bij elkaar optellen. Een nadeel van de huidige somnorm is dat er geen rekening gehouden wordt met de verschillen in toxiciteit tussen de 10 PAK van VROM. Zowel uit de QSAR's als uit de oude en nieuwe gemeten waarden voor aquatische NOEC's blijkt dat de toxiciteit van de 10 PAK uiteen loopt (tabel 3.2 en 3.3). Dit verschil wordt geïllustreerd door de verschillen in de berekende NOEC's die zijn gebruikt voor de afleiding van het MTR. Deze NOEC's laten een verschil van een factor 500 zien tussen de meest en de minst toxische PAK (tabel 3.2). Hoewel bij de berekening van de MTR's voor de individuele PAK hiermee rekening is gehouden, gebeurt dit bij de somnorm niet. Daarbij is juist een gelijkwaardige toxiciteit van de PAK verondersteld.

Dit nadeel zou kunnen worden verholpen door de concentratie van elke PAK met een relatieve toxiciteitsscore te vermenigvuldigen alvorens ze worden opgeteld. Op deze manier is het mogelijk om toxische PAK zwaarder in de beoordeling mee te laten wegen dan minder toxische PAK.

Een voorbeeld van zo'n benadering wordt gegeven door Hensbergen & Van Gestel (1995). Zij stellen voor de concentratie van elke stof te delen door de bijbehorende NOEC. Op deze wijze ontstaan Toxic-Units. Eenzelfde benadering kan worden toegepast op de somnormen. Hieronder wordt kort een voorbeeld uitgewerkt voor de streefwaarde. Allereerst wordt analoog aan de Toxic-Unit een "streefwaarde-eenheid" gedefinieerd: Een streefwaarde-eenheid is de concentratie van een PAK gedeeld door de individuele streefwaarde voor die PAK. De gezamenlijke streefwaarde voor de 10 PAK van VROM is dan 1 streefwaarde-eenheid. Door de somnormen voor PAK uit te drukken in streefwaarde-, grenswaarde-, toetsingswaarde- en interventiewaarde-eenheden worden de normen in plaats van in concentraties (mg/kg of $\mu\text{g/l}$) uitgedrukt in dimensieloze eenheden.

5.2.2 Normstellingsprocedure bekeken per norm

In deze paragraaf wordt in detail de afleiding van de vier milieukwaliteitsnormen voor PAK in waterbodems, landbodems en baggerspecie besproken.

De streefwaarde voor de som van de 10 PAK van VROM (1 mg/kg standaard bodem) ligt op het niveau van de oude A-waarde uit de leidraad bodemsanering. De A-waarde voor de som van de 10 PAK van VROM is volgens de TCB een goede afspiegeling van de PAK-concentratie in een min of meer onbelast milieu. Een norm gebaseerd op de som van de individuele VR's voor de 10 PAK van VROM, die variëren van 0.013 tot 0.052, zou hier ruim onder liggen. De keuze voor 1 mg/kg is dus in overeenstemming met de algemene normstellingsprocedure waarbij het VR wordt vergeleken met het achtergrondgehalte (zie § 2.3.1 en figuur 2.2). Het is wel aan te bevelen de veronderstelling

van de TCB dat 1 mg/kg het achtergrondgehalte benadert, te onderbouwen met meetgegevens van PAK in onbelaste gebieden.

De grenswaarde ligt op 1 mg/kg standaard bodem. Dit is onder andere gebaseerd op de som van de oude AMK2000-waarden voor de individuele PAK (0,87 mg/kg). Een norm gebaseerd op de individuele MTR's voor de 10 PAK van VROM zou in de orde van grootte van 2,4 mg/kg liggen.

Het is in overeenstemming met de algemene normstellingsprocedure en het principe van voortschrijdende normstelling (zie § 2.3.2 en figuur 2.2), dat wanneer de AMK2000-waarde onder het MTR ligt, de grenswaarde op het niveau van de AMK2000-waarde wordt gelegd.

De AMK2000-waarden voor PAK hebben echter meer het karakter van streefwaarden dan van grenswaarden. Er wordt namelijk rekening gehouden met additiviteit en er is gebruik gemaakt van aquatische NOEC's die gemiddeld een factor 3 lager zijn dan de gemeten NOEC's (zie § 3.3.1). Omdat aangenomen kan worden dat de meer recente afleiding van de MTR's beter onderbouwd is, zou de grenswaarde waarmee de voortschrijdende normstelling start op het MTR gebaseerd kunnen worden.

Naast de 10 PAK van VROM komen nog vele andere PAK in het milieu voor, waarvan de effecten optellen bij die van de 10 PAK van VROM. Voor het afleiden van een grenswaarde zou het MTR gedeeld moeten worden door een correctiefactor. De hoogte van deze factor zou nog nader moeten worden uitgewerkt.

De toetsingswaarde van 10 mg/kg standaard bodem is geheel gebaseerd op een politieke afweging van belangen. Het argument dat deze waarde op een redelijk niveau tussen grens- en interventiewaarde in moet liggen, heeft een belangrijke rol gespeeld in deze afweging. Er zijn echter ook andere argumenten denkbaar. Zo zou in de hoogte van de toetsingswaarde rekening gehouden kunnen worden met het milieurendement van "op de kant zetten" aan de ene kant en "elders verwerken" aan de andere kant. Ook zou bij deze norm rekening gehouden kunnen worden met de afbraak van PAK na het op de kant zetten van de baggerspecie, omdat op grond van deze norm beslist wordt of baggerspecie wel of niet op de kant gezet mag worden. Rekening houden met afbraak kan op twee manieren: 1) de hoogte van de norm aanpassen, 2) tijdelijk een overschrijding van de norm toestaan. Een voorstel voor aanpassing van het beleid ten aanzien van het op de kant zetten van baggerspecie waarbij rekening gehouden wordt met afbraak, wordt uitgewerkt in § 5.4.

De interventiewaarde voor de 10 PAK van VROM ligt op het niveau van het ER (40 mg/kg standaard bodem). Hiermee is het de enige klassegrens die geheel is gebaseerd op risiconiveaus. De algemene normstellingsprocedure is geheel gevolgd voor het afleiden van de somnorm voor de 10 PAK van VROM (zie § 2.3.4 en figuur 2.2). Bij de afleiding van het ER is ervan uitgegaan dat de effecten van de 10 PAK van VROM bij elkaar optellen. Er is echter geen rekening gehouden met de effecten van alle andere PAK die

naast de 10 PAK van VROM kunnen voorkomen. Deze effecten kunnen ook optellen bij die van de 10 PAK van VROM. Wanneer de redenering van Denneman & Van Gestel consequent wordt doorgetrokken, zou de som van de concentraties van alle in bodem of baggerspecie voorkomende PAK onder de 40 mg/kg moeten liggen. Dit zou betekenen dat het getal voor de interventiewaarde voor de 10 PAK van VROM gedeeld zou moeten worden door de verhouding *aantal PAK van VROM : totaal aantal PAK*. Omdat er enkele honderden PAK bestaan zou dit echter een onrealistisch lage interventiewaarde (< 4 mg/kg) opleveren.

5.3 Effecten van PAK

5.3.1 Toxiciteitsgegevens

Voor de afleiding van het MTR en de AMK2000 is gebruik gemaakt van NOEC's gebaseerd op QSAR's in plaats van gemeten NOEC's. Omdat in deze QSAR's geen rekening wordt gehouden met bijzondere eigenschappen zoals fototoxiciteit, zijn deze ook niet in de normstelling betrokken.

De NOEC's op basis van QSAR's gebruikt voor de AMK2000 zijn gemiddeld een factor 3 lager dan de laagste gemeten NOEC's. Dit heeft geresulteerd in een lage grenswaarde voor PAK. De NOEC's op basis van QSAR's gebruikt voor het MTR zijn gemiddeld een factor 5 hoger dan de laagste gemeten NOEC's. Hiermee is rekening gehouden bij de afleiding van het MTR door deze met een QSAR berekende NOEC's eerst te delen door een factor 5 alvorens het MTR af te leiden.

Uit zowel de oude als de nieuwe aquatische toxiciteitsgegevens blijkt dat de toxiciteit van verschillende PAK uiteen loopt (tabellen 3.2 en 3.3). Dit verschil wordt niet alleen veroorzaakt doordat enkele PAK fototoxisch zijn, maar ook doordat de QSAR's voor de 10 PAK van VROM, waarin fototoxiciteit niet is meegenomen, uiteenlopen. Dit verschil in toxiciteit is niet in overeenstemming met de aanname die ten grondslag ligt aan het ER voor de som van de 10 PAK van VROM en indirect aan het gebruik van de huidige somnormen. In § 5.2.1 wordt een voorstel uitgewerkt waarmee verschil in toxiciteit in de somnormen voor PAK kan worden verwerkt.

De nieuwe gemeten aquatische gegevens zijn in overeenstemming met de oude aquatische toxiciteitsgegevens die zijn gebruikt voor de afleiding van het MTR en VR voor de individuele PAK en ongeveer een factor 3 hoger dan die gebruikt voor de afleiding van de AMK2000-waarden (tabel 3.3). Op grond van de nieuwe aquatische gegevens is er geen aanleiding om aanpassing van de normen te verwachten.

De nieuwe terrestrische gegevens zijn nu nog te summier om een conclusie over het verschil in gevoeligheid tussen aquatische en terrestrische organismen op te baseren, in het kader van de normstelling. Er lopen op dit moment nog een aantal onderzoeken naar toxiciteit van PAK voor terrestrische organismen, waarvan op het moment van verschijnen van dit rapport nog geen gegevens beschikbaar zijn. Bovendien is de

vergelijking van terrestrische NOEC's met aquatische NOEC's heel erg afhankelijk van de hoogte van de K_p 's, waarmee de aquatische NOEC's worden omgerekend in terrestrische NOEC's. Op grond van de in § 3.4.2 gepresenteerde gegevens lijkt het terrestrische systeem minder gevoelig. Aangezien er echter altijd een afstemming tussen water, waterbodembodem en landbodembodem plaatsvindt zullen de uiteindelijke normen voor PAK op basis van deze nieuwe informatie over terrestrische organismen niet veranderen.

5.3.2 Partiticoëfficiënten

Bij de onderbouwing en de afstemming van land- en waterbodembodemnormen is veelvuldig gebruik gemaakt van verdelingscoëfficiënten (K_p 's). Ook nu nieuwe toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, zal er in het beleid waarschijnlijk voor gekozen worden de normen in de verschillende compartimenten op elkaar af te stemmen. K_p 's zullen dus ook in de nieuw situatie nodig blijven. Omdat nieuwe metingen van partiticoëfficiënten voor PAK met de betrouwbare slow-stirring methode geen grote verschillen laten zien met de oude waarden, zullen de K_p -waarden in de toekomst waarschijnlijk niet veranderen.

Bij de onderbouwing van de normen gaat men ervan uit dat de PAK in landbodems en waterbodems in een aantal situaties goed beschikbaar kunnen zijn. Een situatie waarin een hoge beschikbaarheid van PAK kan optreden is bijvoorbeeld recent aangevoerd, met PAK vervuild, slib. Dit soort situaties wordt goed beschreven met de K_p 's die in het laboratorium aan kunstmatig vervuilde bodems worden bepaald. Er zijn echter ook veel situaties in het veld waarin de PAK-vervuiling al langere tijd aanwezig is. In watergangen die slechts eens in de 10 jaar worden uitgebaggerd kan een deel van de bagger al 10 jaar met PAK vervuild zijn. In deze situaties waar de vervuiling al langere tijd aanwezig is, is de beschikbaarheid van PAK waarschijnlijk veel lager. In deze situatie wordt de beschikbaarheid van de PAK dus overschat door gebruik van de bovengenoemde laboratorium- K_p 's. K_p 's gemeten in het veld zijn namelijk veel lager dan de laboratorium K_p 's. Indien de berekening van het MTR, het ER en de AMK 2000 zouden worden uitgevoerd met K_p -waarden gebaseerd op veldmetingen zouden de MTR's, de ER's en de AMK2000 voor PAK in bodem hoger komen te liggen, wat tot minder strenge normen voor de bodem zou leiden. Omdat echter de normen ook bescherming moeten bieden voor die situaties waar de beschikbaarheid van PAK wel hoog is, moet in alle gevallen met de K_p 's bepaald in het laboratorium met de slow-stirring methode gewerkt worden.

5.4 Verdwynprocessen

De belangrijkste verdwynprocessen voor PAK zijn verdamping en biotische en abiotische afbraak. Hiermee zou rekening gehouden moeten worden in het beleid ten aanzien van PAK in baggerspecie. Met name bij de vaststelling van de toetsingswaarde, de scheiding

tussen baggerspecie die wel en baggerspecie die niet op de kant gezet mag worden, zouden deze processen een rol moeten spelen.

Hiervoor zou een benadering kunnen worden gevolgd die analoog is aan die voor de toelating van bestrijdingsmiddelen. In het besluit Milieutoelatingseisen Bestrijdingsmiddelen wordt geëist dat 2 jaar na de laatste toepassing de concentratie van het middel op de plaats van toepassing onder het MTR moet liggen (VROM, 1993a). Voor het op de kant zetten van baggerspecie zou de volgende redenering kunnen gelden: 2 jaar na het op de kant zetten moet de concentratie PAK in de bagger lager zijn dan het MTR voor de som van de 10 PAK van VROM. Dit MTR is echter nog niet officieel vastgesteld. In dit rapport (§ 5.2.2) is voorgesteld om deze op het geometrisch gemiddelde van de 10 MTR's voor de individuele PAK te baseren. Het is overigens ook mogelijk om niet het MTR maar de grenswaarde als referentie te nemen. Deze grenswaarde vormt namelijk de bovengrens van de maatschappelijk aanvaardbaar geachte concentratie van een toxische stof. Deze kan in de tijd naar beneden worden bijgesteld op grond van politieke wensen, de MTR niet. Daarom kan hieronder overal waar MTR staat vermeld ook grenswaarde worden gelezen.

De afbraaksnelheid is afhankelijk van het type PAK en daarom moet de afname van iedere PAK afzonderlijk berekend worden. Hiervoor is het noodzakelijk om de verhouding tussen deze 10 PAK in de baggerspecie te weten. Deze wordt voor Delfland vermeld in tabel 1.2. Bij de berekeningen wordt verder gebruik gemaakt van afnamepercentage van PAK in baggerspecie door Van Lierop en De Groot (1991).

In tabel 5.1. is berekend wat de beginconcentraties van PAK mogen zijn wanneer geëist wordt dat na 1 of na 2 jaar de concentratie onder het MTR voor PAK ligt. De concentraties zijn uitgedrukt in percentages van het MTR. De verhouding tussen de beginconcentraties is gebaseerd op tabel 1.2. Uit de tabel blijkt dat bij een beginconcentratie van 368% van de MTR voor de 10 PAK van VROM de baggerspecie na 2 jaar voldoet aan de toetsingswaarde. Wanneer de toetsingswaarde al na een jaar moet worden bereikt is de maximale beginconcentratie 202% van de MTR.

Bij deze afname moet worden aangetekend dat de verhouding tussen de PAK verandert tijdens de verdwijneriode. Omdat de laagmoleculaire PAK gemiddeld sneller verdwijnen dan de hoogmoleculaire PAK zullen na de verdwijneriode relatief veel hoge PAK aanwezig zijn. Dit houdt een risico in omdat over het algemeen juist de hoogmoleculaire PAK de meest toxische zijn (zie § 3.3).

Tabel 5.1. Maximale begin-concentraties (% van MTR of grenswaarde) voor PAK in baggerspecie op de kant in Delfland, waarbij na 1 en na 2 jaar de concentratie van de som van de 10 PAK van VROM onder het MTR ligt.

Stof	% afname per dag	na 1 jaar op MTR		na 2 jaar op MTR	
		% van MTR begin	% van MTR na 1 jaar	% van MTR begin	% van MTR na 2 jaar
<u>Laagmoleculair</u>					
naftaleen	0,50	6,6	1,1	12,1	0,3
anthraceen	0,37	6,6	1,7	12,1	0,8
fenanthreen	0,33	26,4	7,9	48,2	4,3
fluorantheen	0,23	62,4	26,6	114,0	20,8
<u>Hoogmoleculair</u>					
benzo[a]anthraceen	0,17	18,3	9,8	33,5	9,6
chryseen	0,15	22,5	12,9	41,2	13,5
benzo[a]pyreen	0,13	10,9	6,7	19,9	7,5
benzo[k]fluorantheen	0,11	20,3	13,7	37,1	16,8
benzo[ghi]peryleen	0,05	13,7	11,5	25,0	17,6
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,15	13,7	8,1	25,0	8,7
som 10 PAK VROM		201,5	100,0	368,1	100,0

5.5 Conclusies

Op grond van de verzamelde informatie kan in het algemeen worden gesteld dat, gegeven de gemaakte beleidskeuzen, de overheid de beschikbare toxicologische en bodemchemische informatie op een consequente wijze heeft uitgewerkt tot concrete normen. Voor zover kan worden overzien, geven de nieuwe toxiciteitsgegevens en nieuwe partiticoëfficiënten geen aanleiding de bestaande normen aan te passen.

Met betrekking tot de normstellingsprocedure en normen voor PAK in baggerspecie zijn er echter ook een aantal beleidsmatige en wetenschappelijke kritiekpunten. Daarom worden er enige suggesties voor verbetering gedaan.

De kritiekpunten van meer beleidsmatig/procedurele aard zijn de volgende:

- De toetsingswaarde is de enige norm voor baggerspecie die niet gebaseerd is op een wetenschappelijke afleiding, maar op overwegingen van praktische uitvoerbaarheid. Aanbevolen wordt voor de toetsingswaarde de risicofilosofie, die door het Rijk wordt gebruikt voor bodemgehalten aan bestrijdingsmiddelen in de landbouw, en die gebaseerd is op de verdwijningsprocessen van organische microverontreinigingen in de bodem, toe te passen.

- Binnen de normstellingsprocedure is de compartimentale afstemming van de normen een belangrijke stap. Als de gevoeligheid van landorganismen voor PAK echter veel lager blijkt te zijn dan van waterorganismen en als het vrijwel nooit voorkomt dat landbodem tot waterbodem wordt, dan kan worden overwogen om verschillende normen te hanteren voor waterbodem en voor landbodem. Maar, dit vereist meer onderzoek naar de gevoeligheid voor PAK van landorganismen en het herformuleren door het beleid van het multifunctionaliteitsprincipe voor de bodem.
- De voorlopers van de huidige grenswaarden, de AMK2000-waarden, hebben voor PAK door hun wijze van afleiding meer het karakter van streefwaarden en liggen ook op hetzelfde niveau als de huidige streefwaarden. De later afgeleide maximaal toelaatbaar risiconiveaus zijn hoger dan de AMK2000-waarden. Bijstelling van de grenswaarden vindt echter niet plaats vanwege het principe van voortschrijdende normstelling. De AMK2000-waarden voor PAK zouden echter, vanwege hun streefwaarde-achtige karakter, geen grote rol meer moeten spelen in de afleiding van grenswaarden voor PAK, ook niet in het kader van voortschrijdende normstelling. Het maximaal toelaatbaar risiconiveau is immers een beter onderbouwde risicomaat gebaseerd op betere methoden en meer gegevens.
- De normstellingsprocedure is ingewikkeld, waardoor het moeilijk is na te gaan op welke gegevens en keuzen de normen nu precies gebaseerd zijn.

De kritiekpunten van meer wetenschappelijke aard zijn de volgende:

- Voor de normstelling van baggerspecie wordt gebruik gemaakt van een somnorm van 10 PAK-verbindingen, waarvan de concentraties bij elkaar worden opgeteld, zonder daarbij rekening te houden met verschillen in toxiciteit tussen de verschillende PAK-verbindingen. Dit nadeel zou kunnen worden verholpen door rekening te houden met verschil in toxiciteit tussen verschillende PAK. De Toxic-Unit benadering (Hensbergen & Van Gestel, 1995) biedt hiertoe goede perspectieven.
- Met betrekking tot de grenswaarde en interventiewaarde wordt opgemerkt dat alleen rekening is gehouden met de effecten van de 10 PAK-verbindingen van de "somnorm" en niet met de ca. 200 overige PAK-verbindingen. Aanbevolen wordt nader onderzoek te doen op welke wijze in de normstelling rekening kan worden gehouden met de PAK-typen, die niet tot de 10-PAK van VROM behoren.
- Bij de partitioëfficiënten wordt geen rekening gehouden met de veelal lange verblijftijd van PAK in de waterbodem, waardoor de beschikbaarheid in het veld waarschijnlijk overschat wordt.
- Wat betreft de streefwaarde voor PAK wordt aanbevolen deze beter te onderbouwen met gemeten achtergrondgehalten.

5.6 Aanbevelingen

1. De AMK2000-waarden voor stoffen waarvoor een risico-evaluatie is uitgevoerd, zouden geen grote rol meer moeten spelen in de normen voor PAK, ook niet in

het kader van voortschrijdende normstelling. Het MTR is immers een beter onderbouwde risicomaat. Indien het startpunt van de voortschrijdende normstellingen, in dit geval de AMK2000, gebaseerd is op minder goede methoden en gegevens dan nu beschikbaar zijn, is het de vraag of dit uitgangspunt niet te streng is.

2. In het beleid ten aanzien van het op de kant zetten van baggerspecie zou rekening gehouden moeten worden met verdwynprocessen, met name in de onderbouwing van de toetsingswaarden. Nader onderzoek is nodig om goede afnamepercentages voor PAK in baggerspecie op de kant te bepalen voordat deze kunnen worden toegepast in het beleid.
3. Aanbevolen wordt nader onderzoek te doen op welke wijze in de normstelling rekening kan worden gehouden met de PAK-typen, die niet tot de 10-PAK van VROM behoren.
4. Aanbevolen wordt om de streefwaarde voor de 10 PAK van VROM beter te onderbouwen met gemeten achtergrondgehalten.
5. Er zou onderzoek moeten worden uitgevoerd naar de mogelijkheid om een somnorm te definiëren waarin rekening gehouden wordt met verschil in toxiciteit tussen de verschillende PAK. De Toxic-Unit benadering van Hensbergen & Van Gestel (1995) biedt hiertoe goede perspectieven.
6. Aanbevolen wordt onderzoek te doen naar partiële coëfficiënten van PAK in bestaande waterbodems en naar de mogelijkheid deze veld- K_p 's te gebruiken in plaats van lab- K_p 's voor de onderbouwing van een normstelling.

LITERATUUR

- Aldenberg, T. & W. Slob (1991). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. RIVM-report 719102002, Bilthoven.
- Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. Risicogrenzen ter onderbouwing van milieukwaliteitsdoelstellingen, RIZA. Concept.
- Berg, R. van den & J.M. Roels (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM-rapport 725201007, Bilthoven.
- BKH (1988). Aquatox - inventory of environmental data for 455 substances. In opdracht van Rijkswaterstaat/RIZA Lelystad.
- BKH (1991). Risico's van verontreinigde waterbodems voor de mens. Deelstudie 2: Werknemers betrokken bij baggerwerkzaamheden. BKH adviesbureau, Delft.
- Bowmer, C.T., P. Roza, L. Henzen & C. Degeling (1993). The development of chronic toxicological tests for PAH contaminated soils using the earthworm *Eisenia fetida* and the springtail *Folsomia candida*. TNO-rapport IMW-R 92/387, TNO, Delft.
- Broer, J.M. (1995). Onderzoek naar de relatie tussen grondgebruik en baggerspeciekwiteit. Stageverslag, Hoogheemraadschap van Delfland.
- Brummelen, T.C van & C.A.J. van Gestel (in prep.). Titel onbekend.
- Brummelen, T.C. van & C. Reuter (in prep.). Lethal and sublethal toxicity of benzo(a)pyrene on the collembola *Orchesella cincta*.
- Brummelen, T.C. van & S.C. Stuijtzand (1993). Effects of benzo(a)pyrene on survival, growth and energy reserves in the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. Sci. total Env. Supl 1993: 921-929.
- Campen, A.L.B.M. van, C.H.A. Quarles van Ufford, R.P.M. Berbee, L.A.M. Luijten & M.J.C. Schwartz (1991). PAK in oppervlaktewater: bronnen en maatregelen. RIVM-notanr. 7363019007, RIZA-notanr. 91.029.
- Copius Peereboom, J.W. & !. Reijnders (1986). Hoe gevaarlijk zijn milieugevaarlijke stoffen. Boom, Meppel, Amsterdam.
- Denneman, C.A.J. & C.A.M. van Gestel (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport nr. 725201001, Bilthoven.

- Denneman, C.A.J. & C.A.M. van Gestel (1991). Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatische ecotoxicologische gegevens. RIVM rapport nr. 725201008, Bilthoven.
- Edwards, N.T. (1983). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment - A review. *J. Environ. Qual.* 12:427-441.
- EPA (1984). Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Washington, EPA, Environmental Effects Branch.
- Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel, E. Walder, R. Dones & E. Zollinger (1993). Ökoinventare für energiesysteme. Grundlage für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Bundesamt für Energiewirtschaft.
- Gestel, C.A.M. van (1984). Polycyclische aromatische koolwaterstoffen: bronnen en verspreiding in het milieu; gedrag en afbraak in de bodem en opname door planten. RIVM rapport nr. DOC/Tox 300/322, Bilthoven.
- Hensbergen, P.J. & C.A.M. van Gestel (1995). Combinatie-toxiciteit in het terrestrische milieu. TCB rapport nr. R04 (1995). Den Haag.
- Hoek, A.W. van der, P.B.M. Stortelder, T. Bakker, H. Peters & A. Roos (1990). Waterbodems: van problemanalyse naar oplossing. DBW/RIZA nota nr. 90.038, DGW nota nr. GWWS-90.006.
- Hoofman, R., E.M. ten Hulscher, J. de Bruijn & C. van de Guchte (in prep.). Chronic toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons and their additive toxicity in a mixture to aquatic organisms. TNO, Delft.
- Hoogheemraadschap van Delfland (1994). Baggerspecie uit eigen onderhoud: stand van zaken en vooruitzichten voor baggerseizoen 1994/'95. Notitie nr 94.01910.
- Johnson, W.P. & G.L. Amy (1995). Facilitated transport and enhanced desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by natural organic matter in aquifer sediments. *Environ. Sci Technol.* 29: 807-817.
- Kayal, S.I. & D.W. Connel (1990). Partitioning of unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons between surface sediments and the watercolumn. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 41: 443-456.
- Lierop, W. van & M. de Groot (1991). Landfarming van baggerspecie. Programma ontwikkeling saneringsprocessen waterbodems fase I (1989-1990). RIZA rapport no 91.063.
- Locher, W.P. & H. de Bakker (1990). Bodemkunde van Nederland. Deel 1: algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch.
- Marquenie, J.M., J.W. Simmers & S.H. Kay (1987). Preliminary assessment of bioaccumulation of metals and organic contaminants at the Times Beach Confined Disposal Site, Buffalo, N.Y. Waterways Experiment Station, Corps of Engineers (WES); Netherlands Organisation for Applied Scientific Research (TNO).

Meent, D. van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel & W. Slooff (1990). Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "milieukwaliteitsnormering water en bodem". RIVM-rapport nr. 670190 001, Bilthoven.

Ministerie van VROM (1989). Omgaan met risico's. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Kamerstuk 21 137. nr 5. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM (1991). Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, Kamerstukken II 23 990, nrs 1-3. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM (1993a). Concept besluit milieutoelatingseisen bestrijdingsmiddelen. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM (1993b). Beleidsstandpunt polycyclische aromatische koolwaterstoffen in het milieu. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM (1993c). Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie. Kamerstukken II 23-450, nr 1. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM (1993d). Interventiewaarden. Kamerstukken II 22 727, nrs. 5 en 7. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM (1994). Leidraad bodembescherming. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 's-Gravenhage.

Ministerie van V & W (1989). Derde Nota Waterhuishouding. Kamerstukken II 21-250, nrs. 1-2. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, SDU uitgeverij, 's-Gravenhage

Ministerie van V & W (1994). Evaluatienota Water. Kamerstukken II 21 250, nrs. 27-28. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.

Montizaan, G.K., P.G.N. Kramers, J.A. Janus & R. Posthumus (1989). Integrated criteria document PAH: Effects of 10 selected compounds (republishing of addendum to report no. 758474007, March 1989). Appendix to RIVM-report no. 758474011, RIVM, Bilthoven.

Munters, W. & P.B.M. Stortelder (1993). Aanvulling milieu-effectrapportage berging baggerspecie. DGM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer; RWS, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Naald, W.G.H. van der, W. Tamis & M.M.H.E. van den Berg (1987). Polycyclische aromatische koolwaterstoffen in het Nederlandse milieu. CCRX, Leidschendam.

Neuhauser, E.F. & C.A. Callahan (1990). Growth and reproduction of the earthworm *Esienia fetida* exposed to sublethal concentrations of organic chemicals. Soil Biol. Biochem. 22: 175-179.

- Park, K.S., R.C. Sims, R.R. Dupont, W.J. Doucette & J.E. Matthews (1990). Fate of PAH compounds in two soil types: influence of volatilization, abiotic loss and biological activity. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 187-195.
- Provincie Zuid-Holland (1995). Ontwerp Nota uitwerking Baggerbeleid II, Verzorgd verwijderen. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu, 's-Gravenhage.
- Ragas, A.M.J., R.S.E.W. Leuven & D.J.W. Schoof (1994). Milieukwaliteit en normstelling. Boom, Amsterdam.
- RIZA (1988). Baggerspecie- en waterbodempromatiek. Rijkswaterstaat, NOTA DBW/RIZA 88.034.
- Sanchez, A., R. Baerselman & L. Postuma (1994). Sublethal effects and kinetics of PAHs (Pyrene and Benzo[a]pyrene) in the worm *Eisenia andrei*. Poster.
- Shimp, J.F., J.C. Tracy, L.C. Davis, E. Lee, W. Huang & L.E. Erickson (1993). Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Critical reviews in environmental science and technology* 23(1): 41-77.
- Sims, R.C. & M.R. Overcash (1983). Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue reviews* 88: 1-69.
- Slooff, W., J.A. Janus, A.J.C.M. Matthijsen, G.K. Montizaan & J.P.M. Ros (eds.) (1989). Basisdocument PAK. RIVM rapport nr. 758474007, RIVM Bilthoven.
- Stortelder, P.B.M., M.A. van der Gaag & L.A. van der Kooij (1989). Kansen voor waterorganismen, Normstelling. Een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbod. 1. Hoofdstuk en berekeningsresultaten. DBW/RIZA nota nr. 89.016a.
- Stortelder, P.B.M., M.A. van der Gaag & L.A. van der Kooij (1989b). Kansen voor waterorganismen, Normstelling. Een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbod. 2. Basisgegevens. DBW/RIZA nota nr. 89.016b.
- Straalen, N.M. van (1990). New methodologies for estimating the ecological risk of chemicals in the environment. In: D.G. Price (ed.) *Proceedings sixth international congress International Association of Engineering Geology*. Balkema, Rotterdam.
- Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman (1989). *Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria*. *Ecotox. Environ. Safety*, 18: 241-251.
- Straalen, N.M. van & R.A. Verweij (1991). Effects of Benzo[a]pyrene on food assimilation and growth efficiency in *Porcellio scaber* (Isopoda). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46: 134-140.
- Vermeire, T.G. (1993). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toet-sings)waarden. Betreft addendum op rapport 725201005. RIVM-rapport nr. 715801001, RIVM, Bilthoven.

Veen, R. van der (1993). Grondig schoon. Baggeren van te saneren waterbodems, studie naar milieu-effectieve baggertechnieken.

Wild, S.R., M.L. Berrow & K.C. Jones (1991). The Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. *Environ. Pollut.* 72:141-157.

Wild, S.R., M.L. Berrow, S.P. McGrath & K.C. Jones (1992). Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environ. Pollut.* 76: 25-32.

Wilson, S.C. & K.C. Jones. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Environmental pollution* 81: 229-249.

WL (1992). Immobilisatie van verontreinigingen in baggerspecie en vaste afvalstoffen. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

BIJLAGE 1: Begrippenlijst

Acute toxiciteitsgegevens: gegevens die zijn afgeleid uit proeven waarin de soort slechts kort aan de stof is blootgesteld. Het bestudeerde effect is meestal sterfte.

Carcinogene stoffen: kankerverwekkende stoffen.

Chronische toxiciteitsgegevens: gegevens die zijn afgeleid uit proeven waarin de soort langdurig is blootgesteld aan de stof. Chronische effecten zijn bijvoorbeeld groeiremming, remming reproductie etc.

EC50: de concentratie van een stof waarbij 50% van de individuen van een soort een nadelig effect ondervindt van de stof (bijv. verminderde groei of reproductie).

Extrapolatiefactor: factor waardoor gedeeld wordt om gegevens betreffende een organisme of situatie toepasbaar te maken voor een breder scala aan organismen, stoffen of situaties.

Geometrisch gemiddelde: exponent van het gemiddelde van de logaritmen van de gegevens. Deze maat is een alternatief voor het (meetkundige) gemiddelde. Deze vorm van middelen weegt de lage waarden relatief zwaarder dan de hoge waarden en wordt vaak gebruikt bij ratio's.

HCp: concentratie waarbij p% van de soorten in een ecosysteem gevaar loopt (zie kader 2.2. RAB-methode).

K_p: partiticoëfficiënt die de verdeling tussen water en bodem aangeeft.

LC50: de concentratie van een stof waarbij 50% van de individuen van een soort gedood worden.

LD50: de dosis van een stof waarbij 50% van de individuen van een soort sterft.

LOAEL: de laagste concentratie of dosis van een stof waarbij nog een significant schadelijk effect wordt waargenomen.

Mutagene stoffen: stoffen die het erfelijk materiaal aantasten.

NOAEL: de hoogste concentratie of dosis van een stof waarbij geen schadelijke effecten worden waargenomen

NOEC: de hoogste concentratie van een stof waarbij voor een soort geen nadelige effecten zijn waargenomen.

QSAR: toxiciteitsgegevens die niet zijn afgeleid uit proeven met de betreffende stof en het betreffende organisme, maar die zijn afgeleid uit de stofeigenschappen alleen.

TDI: Tolerable Daily Intake. Voor stoffen met een drempelwaarde is de TDI: de hoeveelheid van een stof die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke effecten te verwachten zijn.

Voor stoffen zonder een drempelwaarde is de TDI: de hoeveelheid van een stof die bij inname een risico op 1 extra kanker geval per 1000 levenslang blootgestelden geeft (Ministerie van VROM, 1989).

Teratogene effecten: effecten op de ongeboren vrucht.

Verwerken: onder verwerken wordt hier verstaan de behandeling die de bagger krijgt nadat het uit de watergang is verwijderd. Naast scheiden, reinigen en immobiliseren vallen hier dus ook het op de kant zetten en storten in een depot onder.