



RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU  
BILTHOVEN

Rapport nr. 733007002

**Prognose van de PAK-gehalten in de landbodem  
onder invloed van het verspreiden van baggerspecie**

A.M. Huiting, P.R.G. Kramer, J.E.M. Beurskens

juli 1997

STOWA rapport nr. 97-29

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer met medefinanciering door het Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, in het kader van het project Waterbodems, projectnr. 733007.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,  
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71



## VERZENDLIJST

1. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem
2. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Water en Lucht
3. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling
4. Directeur-Generaal voor Milieubeheer, B.C.J. Zoeteman
5. W. Munters, VROM-DGM/Bodem
6. S.P. Klapwijk, STOWA
7. P.J.R. de Vries, Unie van Waterschappen
8. D. Vonk, VROM-DGM/DWL
9. T. Bakker, RIZA Lelystad
10. A.J. Baks, Provincie Gelderland
11. B van der Wal, Hoogheemraadschap van Delfland
12. J. van der Plicht, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland
13. R. Schuiling, Zuiveringsschap Drenthe
14. R. Kampf, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen.
15. L. Apon, Zuiveringsschap van Hollandse Eilanden en Waarden
16. J. Harmsen, DLO-Staring Centrum
17. J.M. Roels, VROM, DGM/Bodem
18. J.G. Robberse, VROM, DGM/Bodem, Technische Werkgroep Waterbodems
19. J.W. Corver, VROM, DGM/Bodem, Technische Werkgroep Waterbodems
20. G.J. Arbouw, VROM, DGM/Bodem
21. H. Walthaus, VROM, DGM/Bodem
22. C.A.J. Denneman, VROM, DGM/Bodem
23. J.Th. Weisscher, VROM, DGM/Afvalstoffen
24. I.W.G. Burger, VROM, DGM/SVS
25. J.J. Vegter, VROM, TCB
26. G.C. Wijland, VROM, TCB
27. C. van Bladeren, Unie van Waterschappen
28. M.F.A. Cerutti, RWS Hoofddirectie
29. P.J.G. Scherders, Vereniging van Nederlandse Riviergemeenten
30. H.D.M.R. Versteegde, Landinrichtingsdienst
31. F.G.M. Hoogenboom, RIZA
32. H. van Laar, Prov. Drenthe, IPO-AAW
33. B. Driever, Prov. Utrecht, IPO-ABO
34. J.W. van der Breggen, Prov. Drenthe, IPO-AGA
35. R. de Klerk, Prov. Zeeland, vakberaad Waterbodems
36. D. ten Hoven, Prov. Gelderland, vakberaad Integraal Waterbeheer
37. H.J. van Veen, PGBo
38. G. de Nooy, Waterschap Groot Haarlemmermeer
39. G. Oolbekkink, Provincie Flevoland

40. E.K. van Mourik, Provincie Overijssel
41. W.F. Keijzer, Heemraadschap Fleverwaard
42. P.H.M. Nelissen, Hoogheemraadschap van Delfland
43. J. Boschloo, Zuiveringsschap Drenthe
44. J.J.G. Zwolsman, RIZA Dordrecht, CUWVO 5
45. C. van der Guchte, RIZA Lelystad
46. A.J. Hendriks, RIZA Lelystad
47. A. van den Toorn, DLO-Staring Centrum
48. N.M. van Straalen, VU Amsterdam
49. C.A.M. van Gestel, VU Amsterdam
50. N.M. de Rooij, Waterloopkundig Laboratorium
51. R. van Zoest, Grontmij
52. M.C. van Rossenberg, IWACO
53. G.A. Pak, Centrum voor Landbouw en Milieu
54. M. Gorree, Centrum voor Milieukunde
- 55-250 Verzendlijst STOWA
- 251-275 Leden vakberaad Waterbodems
276. Bibliotheek Staring Centrum - DLO Wageningen
277. Depôt van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
278. Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
279. N.D. van Egmond
280. F. Langeweg
281. L.H.M. Kohsiek
282. G. de Mik
283. A.H.M. Bresser
284. H.J.P. Eijsackers
285. R. van den Berg
286. L.C. Braat
287. D. van Lith
288. R.J.M. Maas
289. J.H. Janse
290. L. van Liere
291. J van der Vlugt
292. P.G.M. van Puijenbroek
293. C.J. Bartels
294. F.J. Kragt
295. J.M. Knoop
296. F.G. Wortelboer
297. M.J. 't Hart
298. A. van der Linden
299. A.C.M. de Nijs
300. J.A. van Jaarsveld

- 301. J.B.H.J. Linders
- 302. F.A. Swartjes
- 303. P. Lagas
- 304. J.P.A. Lijzen
- 305. T.P. Traas
- 306. O. Klepper
- 307-314 Auteurs
- 315. SBD/Voorlichting en Public Relations
- 316. Bibliotheek RIVM
- 317. Bureau Rapporten Registratie
- 318-400 Reserve Exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer



**INHOUDSOPGAVE**

|  |             |
|--|-------------|
| <b>ABSTRACT</b>  | <b>xi</b>   |
| <b>SAMENVATTING</b>  | <b>xiii</b> |
| <b>1. INLEIDING</b>  | <b>1</b>    |
| <b>1.1 Aanleiding en doelstellingen</b>                                | <b>1</b>    |
| <b>1.2 Achtergronden</b>   | <b>2</b>    |
| 1.2.1 Verspreiden van baggerspecie                                     | 2           |
| 1.2.2 Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen                       | 3           |
| 1.2.3 Normering en klasse-indeling                                     | 3           |
| 1.2.4 Voortschrijdende normstelling en ecotoxicologische risiconiveaus | 5           |
| <b>1.3 Samenvatting en leeswijzer</b>                                  | <b>5</b>    |
| <b>2. REGIONALE BODEMKWALITEIT EN HET VERSPREIDEN VAN BAGGERSPECIE</b> | <b>7</b>    |
| <b>2.1 Bodemkwaliteit in het landelijk gebied</b>                      | <b>7</b>    |
| <b>2.2 Regionale waterbodemkwaliteit</b>                               | <b>9</b>    |
| <b>2.3 Invloed van het verspreiden van baggerspecie</b>                | <b>11</b>   |
| <b>2.4 PAK in de landbodem</b>   | <b>12</b>   |
| 2.4.1 Verdwijprocessen voor PAK in landbodem                           | 12          |
| 2.4.2 Afbraak van PAK  | 13          |
| <b>2.5 Samenvatting</b>  | <b>18</b>   |
| <b>3. MODELSTRUCTUUR</b>   | <b>21</b>   |
| <b>3.1 Variabelen</b>  | <b>21</b>   |
| <b>3.2 Processen</b>   | <b>22</b>   |
| 3.2.1 Atmosferische depositie  | 23          |
| 3.2.2 Degradatie   | 24          |
| 3.2.3 Specieverspreiding   | 25          |
| 3.2.4 Begraving  | 27          |
| <b>3.3 Baggerscenario's</b>  | <b>27</b>   |
| <b>3.4 Samenvatting</b>  | <b>29</b>   |



|  |           |
|--|-----------|
| <b>4. MODELANALYSE</b>   | <b>31</b> |
| <b>4.1 Gevoeligheidsanalyse</b>  | <b>32</b> |
| <b>4.2 Modelgedrag: invloed van bepaalde aannamen en/of definities</b>                     | <b>39</b> |
| 4.2.1 De rol van PAK afbraak   | 39        |
| 4.2.2 Verspreiding baggerspecie, mengdiepte en bodemsamenstelling                          | 41        |
| <b>4.3 Kalibratie</b>  | <b>43</b> |
| <b>4.4 Validatie</b>   | <b>46</b> |
| <b>4.5 Samenvatting</b>  | <b>48</b> |
| <br>   |           |
| <b>5. PROGNOSE VAN DE TOEKOMSTIGE LANDBODEMKWALITEIT</b>                                   | <b>49</b> |
| <b>5.1 Bouwland op zand</b>  | <b>49</b> |
| <b>5.2 Bouwland op klei</b>  | <b>50</b> |
| <b>5.3 Grasland op klei</b>  | <b>52</b> |
| <b>5.4 Grasland op veen</b>  | <b>53</b> |
| <b>5.5 Kritische gehalten in baggerspecie</b>  | <b>55</b> |
| <b>5.6 Toekomstscenario's</b>  | <b>56</b> |
| <b>5.7 Bijzondere baggerscenario's</b>   | <b>58</b> |
| 5.7.1 Effect vaker baggerspecie verspreiden  | 58        |
| 5.7.2 Verspreiding baggerspecie met gelijke absolute gehalten bij verschillende categoriën | 59        |
| <b>5.8 Samenvatting</b>  | <b>62</b> |
| <br>   |           |
| <b>6. DISCUSSIE EN CONCLUSIES</b>  | <b>65</b> |
| <b>6.1 Discussie</b>   | <b>65</b> |
| 6.1.1 Gevolgen gehanteerde vooronderstellingen voor uitkomsten                             | 65        |
| 6.1.2 Overschrijding streefwaarde  | 66        |
| <b>6.2 Conclusies</b>  | <b>68</b> |
| <br>   |           |
| <b>REFERENTIES</b>   | <b>69</b> |
| <br>   |           |
| <b>Bijlage I BEGELEIDINGSCOMMISSIE</b>   | <b>75</b> |
| <br>   |           |
| <b>Bijlage II NORMEN EN OMREKENINGSMETHODEN</b>  | <b>77</b> |
| <br>   |           |
| <b>Bijlage III PARAMETERLIJST</b>  | <b>81</b> |

**Bijlage IV CONCENTRATIES VAN INDIVIDUELE PAK TEN OPZICHTE VAN ECOTOXICOLOGISCHE RISICONIVEAUS**



**ABSTRACT**

Regional waters are being dredged once every 5 to 20 years to maintain the water discharge. The dredged material must meet certain objectives if it is to be disposed of in the adjacent soil. However, PAH levels exceed the sediment target value of 1.0 mg sum of PAH per kg dryweight of sediment in 60% of the ditches. In a preceding study the present and future sediment quality has been investigated. In this study a probabilistic model was developed to investigate the effect of repeatedly distributing sediments on different categories of soil. When PAH concentration in sediment exceeds the target value up to a level of 10 mg·kg<sup>-1</sup> (standard above which sediments must be deposited into a depot), only farm-land on sandy soils will show no exceedance of the target value for soils (equal to the target value for sediments). The other categories, farm-land on clay, grass-land on clay and grass-land on peat, show a considerable chance of exceedance of the target value. However, when being distributed, many of the sediments in which levels of PAH above the target value were measured, will cause no exceedance of the soil target value. For sand, clay and peat ditches respectively 100%, 63% and 74% of all measurements will lead to soil concentrations below the target value when being deposited on a regular basis. Decreasing atmospheric deposition will enlarge the possibility of distributing sediments without exceeding target values, especially in the case of farm-land on clay.



## SAMENVATTING

### **PAK van slootbodem naar landbodem: een rol voor afbraakprocessen**

Regionale wateren worden eens in de vijf tot twintig jaar gebaggerd om de aan- en afvoer van water te waarborgen. De vrijkomende baggerspecie in het landelijk gebied wordt door het gehalte aan Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) vaak in klasse 2 ingedeeld. In het beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie is gesteld dat klasse 2 specie in principe na het jaar 2000 niet meer op de kant verspreid mag worden. Deze rapportage bevat de resultaten van de tweede fase van een modelleringsproject dat een bijdrage levert aan de evaluatie van voornoemd beleidsstandpunt. In de eerste fase van het project is een prognose van de PAK-gehalten in waterbodems gemaakt: de kans op klasse 2 specie in de regionale wateren blijft, als gevolg van de belasting met PAK, in de komende decennia vrij groot (Kramer et al., 1997). De onderhavige studie geeft een modelmatige analyse van de PAK-gehalten in de landbodem onder invloed van het herhaald opbrengen van baggerspecie. *In vervolgstudies zullen prognoses van metaalgehalten in water- en landbodem centraal staan, waarna tot slot een integrale risico-analyse van het verspreiden van baggerspecie op land zal worden uitgevoerd met o.a. een inschatting van de feitelijke ecotoxicologische effecten.*

Regionale waterbodems vormen een soort bezinkputje voor PAK. Door de afwezigheid van zuurstof in de waterbodem breken PAK niet of nauwelijks af. Het verspreiden van regionale baggerspecie kan een bron van diffuse landbodembelasting vormen in het landelijk gebied. Het gehalte van de som van 10 PAK in de landbodem ligt op de meeste locaties van de Nederlandse landbouwgronden onder de streefwaarde. Voor de landbodem in Nederland is het echter niet duidelijk of de PAK-gehalten op een stabiel niveau liggen of dat de gehalten stijgen dan wel dalen als gevolg van atmosferische depositie. In dit onderzoek is uitgegaan van min of meer gelijkblijvende gehalten.

Wanneer baggerspecie uit regionale wateren op de kant wordt verspreid, is afbraak van PAK mogelijk doordat in de landbodem voldoende zuurstof aanwezig is. Onder veldomstandigheden verloopt deze afbraak minder snel dan onder laboratoriumcondities. De afbraak kan beschreven worden als een tweestaps proces; een snelle verdwijning van een aanzienlijk deel in 1 jaar en vervolgens een langzame afbraak van de zgn. refractaire fractie, met halfwaardentijden in de grootte orde van jaren tot decennia. Concrete onderzoeksvragen zijn o.a.: (1) zal het herhaald verspreiden van baggerspecie leiden tot het overschrijden van de streefwaarde van PAK in de landbodem, rekening houdend met afbraak van PAK; (2) bestaan er verschillen in de normoverschrijding door PAK als gevolg van bodemtypen (zand, klei, veen) en bodemgebruiksvormen (grasland, bouwland).

### **Modelleringsmethodiek, uitgangspunten en scenario's**

De landbodemmodule in het model IRIS beschrijft een 'bodembak' waar eens in de tien jaar baggerspecie met een bepaald som-10 PAK gehalte op wordt gebracht. Verondersteld is dat de

samenstelling van de bodem door het opbrengen van baggerspecie qua organisch materiaal en lutumgehalte niet verandert. Het model wordt doorgerekend voor de individuele 10 PAK van VROM. Het deel van de PAK dat binnen een jaar verdwijnt is grotendeels gebaseerd op een veldstudie (van den Toorn et al., 1996) en gemakshalve in het model als instantaan verdwijnend beschouwd. Voor de prognose op de lange termijn is alleen met de refractaire fracties van de verschillende PAK gerekend. Atmosferische depositie, afbraak, specieverspreiding en begraving zijn als processen in het model meegenomen. Afbraak omvat alle processen waardoor de hoeveelheid refractaire PAK in de bodem kan afnemen. Baggerspecie uit sloten wordt op verschillende manieren verspreid en ondergewerkt, afhankelijk van het type landgebruik. De 'bodembak' waarover de specie verspreid wordt is gedefinieerd per strekkende meter sloot en is 20 meter breed en heeft een diepte van 5 cm (voor grasland) of 30 cm (voor bouwland).

Een modelanalyse is uitgevoerd om de onzekerheden te kwantificeren die aan het gebruik van modellen gekoppeld zijn. Deze modelanalyse omvat een gevoeligheidsanalyse, kalibratie en validatie. Uit de gevoeligheidsanalyse en de kalibratie zijn de volgende keuzes naar voren gekomen voor de onzekere parameters:

- de mengdiepte van het perceel is een vaste waarde voor grasland (5 cm) en bouwland (30 cm);
- PAK in atmosferische depositie is beschouwd als zijnde geheel refractair: uitsluitend langzame afbraak op van toepassing;
- 80% van de PAK depositie komt direct op de landbodem (20% op het gewas);

Bijzonder onzekere parameters zijn de atmosferische depositie van PAK, het aandeel van de individuele PAK in de som 10 PAK in het sediment, de refractaire fracties van de verschillende PAK en de snelheid van afbraak van de refractaire PAK-fracties. Voor al deze parameters zijn grote ranges opgesteld. De afbraakconstanten voor refractaire PAK zijn tevens gekalibreerd en verschillen enigszins voor grasland en bouwland (de gemiddelde afbraaksnelheid in bouwland is lager verondersteld dan in grasland door minder optimale omstandigheden dieper in de bouwvoor).

Als vooronderstelling is uitgegaan van een evenwicht tussen atmosferische depositie van PAK en afbraak van PAK in de landbodem, leidend tot een constant PAK-gehalte in de landbodem. Het uitgangspunt voor de kalibratie is derhalve dat bij achtergrondbelasting (dus zonder opbrengen van specie) de gehalten in de bodem voor de categorieën 'Bouwland op zand' en 'Grasland op zand' constant moesten blijven. Een vergelijkbare range voor de berekende som-10 PAK-gehalten en de gemeten gehalten werd gevonden. Ter validatie zijn de gekalibreerde parameters gebruikt voor de andere landbodem-categorieën, waarbij de berekende gehalten vergelijkbaar bleken te zijn met de gemeten gehalten in de landbodem. Dit bood voldoende houvast om baggerscenario's door te rekenen. Er is gekozen voor één scenario waarbij geen specie wordt opgebracht en uitsluitend PAK belasting van de landbodem door atmosferische depositie plaatsvindt en 5 scenario's waarbij specie wordt opgebracht met kwaliteit variërend van klasse 0 tot 3 (resp. 0,5, 1, 5, 10 en 15 mg.kg<sup>-1</sup> PAK standaardbodem). Voor vier landbodem categorieën (bouwland op zand, bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen) is de ontwikkeling van de PAK-gehalten gesimuleerd als er vier maal specie wordt opgebracht met tussenpauzes van 10 jaar. Grasland op zand is niet als aparte

categorie meegenomen aangezien door verschillende landbewerkingen weinig onderscheid valt te maken met bouwland op zand. De resultaten worden getoetst aan de streefwaarde PAK in de landbodem, volledigheidshalve is een toetsing aan MTR's in een bijlage opgenomen. Daarnaast is het model gebruikt om consequenties van een afnemende atmosferische depositie door te rekenen en is het gebruikt voor het afleiden van zgn. kritische PAK-niveaus in de specie waarbij op termijn geen overschrijding van de streefwaarde in de landbodem optreedt.

### **Leeuwendeel klasse 2 specie leidt niet tot overschrijding streefwaarde landbodem**

Bij bouwland op zand leidt vrijwel geen van de baggerscenario's tot een overschrijding van de streefwaarde voor som-10 PAK in de landbodem. Alleen bij een gehalte van  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, bestaat er een kleine kans op overschrijdingen van de streefwaarde. Bij de categorie bouwland op klei wordt de streefwaarde snel overschreden omdat het percentage organisch materiaal in de landbodem bij deze categorie erg laag is (2%). Zelfs bij alleen achtergrondbelasting leidt bijna 20% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde. Bij het baggerscenario met het hoogste som-10 PAK gehalte in de specie ( $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  standaardbodem) overschrijdt 95% van de berekeningen de streefwaarde, echter de berekende gehalten in de landbodem liggen onder de  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij standaardbodemsamenstelling.

De grasland-categorieën zijn door het hogere gehalte aan organisch materiaal (10% bij grasland op klei en 25% bij grasland op veen) minder gevoelig voor overschrijdingen van de streefwaarden in de landbodem. Aangezien gehalten organisch materiaal in de sloten in dezelfde orde van grootte zullen liggen, mag er bij deze categorieën specie met hogere absolute gehalten op de landbodem verspreid worden. Tot boven een gehalte van  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, is de kans klein op een gehalte boven de streefwaarde in de landbodem. Hierbij is de landbodemkwaliteit vergelijkbaar met de speciekwaliteit. Wanneer speciekwaliteit minder is dan de achtergrondgehalten in de landbodem stijgt het gehalte met het opbrengen van specie echter snel. Dit wordt veroorzaakt door een kleine mengdiepte gecombineerde met het opbrengen van hoge absolute gehalten PAK. Bij de baggerscenario's 10 en  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie (omgerekend naar standaardbodemsamenstelling) is daarom bij beide grasland-categorieën de kans op een overschrijding van de streefwaarden in de landbodem bijzonder groot.

Wanneer de komende vijftig jaar de atmosferische depositie geleidelijk verminderd wordt met 1% per jaar neemt de kans op overschrijding van de streefwaarden bij het verspreiden van specie met verschillende kwaliteitsniveaus af. Bij bouwland op klei neemt de kans op een overschrijding van de streefwaarde zonder het verspreiden van specie af naar bijna 0% (deze was 20% bij gelijkblijvende atmosferische depositie), en bij het verspreiden van specie met een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  neemt die kans zelfs af met 50%. Bij grasland op klei neemt de kans op overschrijding van de streefwaarde bij het verspreiden van specie met dezelfde kwaliteit af met 13%, en bij grasland op veen is dat 3%. Afname van atmosferische depositie verruimt dus de mogelijkheid om



PAK-houdende specie op de kant te zetten zonder de streefwaarde te overschrijden het sterkst in geval van bouwland op klei, in mindere mate voor de beide grasland categorieën.

Een analyse is uitgevoerd van de kritische niveaus van de gehalten in de baggerspecie, die na verspreiding geen toename van de kans op overschrijding van de streefwaarde op landbodem geven in vergelijking met de situatie zonder baggerspecie. Het blijkt dat voor bouwland op zand, bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen deze kritische niveaus liggen op resp. 10, 3, 4 en 3 mg·kg<sup>-1</sup> (zie onderstaande tabel).

*Percentage berekeningen dat bij kritische som-10 PAK gehalten in de specie (kolom 'kritisch baggerscenario') leidt tot som-10 PAK gehalten in de landbodem boven de streefwaarde (kolom 'percentage boven streefwaarde bij genoemd baggerscenario') in vergelijking met de kans op overschrijdingen van de streefwaarde in de landbodem waar geen baggerspecie wordt verspreid (kolom 'percentage boven streefwaarde bij scenario geen specie').*

| Categorie        | Kritisch baggerscenario    | Percentage boven streefwaarde bij genoemd baggerscenario | Percentage boven streefwaarde bij scenario 'geen specie' |
|------------------|----------------------------|--|--|
| Bouwland op zand | 10 mg·kg <sup>-1</sup> stb | 0  | 0  |
| Bouwland op klei | 3 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 19   | 24   |
| Grasland op klei | 4 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 1  | 0  |
| Grasland op veen | 3 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 0  | 0  |

Momenteel is verspreiding van klasse 2 specie op land mogelijk (bovengrens is 10 mg·kg<sup>-1</sup> PAK in de specie, uitgedrukt als standaardbodem). Op basis van deze analyse blijkt dat alleen bij bouwland op zand specie met gehalten tegen de bovengrens van klasse 2, geen overschrijding van de streefwaarde op termijn oplevert. Voor de overige categorieën landbodems zou een probleem kunnen optreden bij het verspreiden van specie met hoge gehalten in klasse 2, als de streefwaarde landbodem als maatgevend wordt beschouwd. Om te zien op welk concentratie-niveau het overgrote deel van de klasse 2 specie uit het landelijk gebied zich bevindt, zijn gemeten gestandaardiseerde sedimentgehalten t/m klasse 2 uit het landelijk waterbodembestand vergeleken met de kritische niveaus. Er blijkt bij klei-, veen- en overige sloten resp. 63%, 74% en 63% van de gegevens onder de kritische niveaus te liggen. Met andere woorden, een groot deel van de vrijkomende klasse 2 specie leidt bij herhaaldelijke verspreiding niet tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem.





## 1. INLEIDING

### 1.1 Aanleiding en doelstellingen

Een groot deel van de watergangen in het landelijk gebied wordt eens in de vijf tot tien jaar gebaggerd om voldoende waterdiepte te behouden en daarmee de af- en aanvoer van water te borgen. Hierbij komen jaarlijks enkele miljoenen m<sup>3</sup> baggerspecie vrij die grotendeels op het aangrenzende land worden verspreid (Unie van Waterschappen, 1996). Aangezien deze baggerspecie een diffuse belasting kan vormen voor de landbodem is voor het verspreiden specifiek beleid geformuleerd (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993). De vrijkomende specie mag op de aangrenzende landbodem verspreid worden indien het klasse 0, 1 of 2 specie betreft. Er worden op basis van vier milieukwaliteitsnormen (Evaluatienota Water) vijf kwaliteitsklassen onderscheiden waarbij klasse 0 de beste kwaliteit aangeeft. Voor klasse 2 specie geldt de beperking dat verspreiding alleen in een strook van 20 meter aan weerszijden van de watergang is toegestaan. Als beleidsstandpunt is geformuleerd dat in principe het verspreiden van klasse 2 specie na het jaar 2000, en na 2010 voor klasse 1 niet meer is toegestaan. De mogelijkheid om deze beleidslijn te realiseren is afhankelijk gesteld van:

- voldoende voortgang van het preventieve beleid; m.a.w. is het haalbaar dat de nieuw af te zetten waterbodem na 2000 voornamelijk in klasse 1 valt;
- de capaciteit voor het toepassen, storten en verwerken van vrijkomende specie.

Een definitief besluit over de afbouw van de verspreiding van klasse 1 en 2 wordt op basis van een evaluatie in 1997 genomen (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993).

In november 1995 is bij het Laboratorium voor Water en Drinkwateronderzoek van het RIVM het project 'Regionale waterbodemkwaliteit en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant' gestart. De eerste fase van deze studie omvat de prognose van de gehalten van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen in bodems van regionale wateren en is reeds afgerond (Kramer et al, 1996). Binnen die fase is op basis van kwantitatieve relaties tussen bronnen en waterbodem een beter inzicht gegeven in de kwaliteitsontwikkeling van waterbodems in zand- klei- en veengebieden op de middellange termijn. Het milieucompartiment waterbodem kan als een soort bezinkputje van historische belasting worden beschouwd. De waterbodemkwaliteit volgt met een zekere vertraging de kwaliteitsontwikkeling in zwevend stof. Met een baggerfrequentie van bijvoorbeeld eens per 10 jaar duurt het enkele decennia voordat een goed beeld ontstaat van de uitwerking van bijvoorbeeld emissiereducerende maatregelen op de waterbodemkwaliteit. Om het aandeel klasse 2 specie in regionale wateren sterk terug te brengen zijn zeer sterke emissiereducties noodzakelijk (zie §2.2). In de komende decennia lijkt het ontstaan van een substantieel aandeel klasse 2 specie derhalve zeer waarschijnlijk. De kwaliteitsontwikkeling van de landbodem met betrekking tot PAK onder invloed van het verspreiden van deze baggerspecie op de middellange termijn (prognose voor het jaar 2045) zal in dit rapport aan de orde komen. Voor 4 metalen zal de prognose van gehalten in water- en landbodem in een vervolgstudie aan de orde komen.

Er is gekozen voor een modelmatige aanpak met het accent op sloten in het landelijk gebied. De huidige rapportage heeft betrekking op de tweede fase waarin de volgende concrete doelstelling wordt onderscheiden:

- Simulatie van de toekomstige landbodemkwaliteit op de middellange termijn onder invloed van het verspreiden van baggerspecie.

Deze fase levert informatie over de mogelijke accumulatie van PAK als gevolg van het op land verspreiden van baggerspecie. De toekomstige gehalten worden getoetst aan normen en daarnaast vergeleken met de gehalten in landbodem die uitsluitend door atmosferische depositie wordt belast. Informatie uit de praktijk is voor dit onderzoek van uitermate groot belang omdat het simuleren van een realistische situatie anders onmogelijk wordt. Aangezien er weinig onderzoek wordt gedaan naar de praktijk van het verspreiden van baggerspecie is het van belang contacten te hebben met mensen uit de praktijk. De leden van de begeleidingscommissie voor dit project komen zowel vanuit de waterschappen als uit de beleidswereld en kunnen daardoor een nuttige bijdrage leveren aan deze informatiebehoefte. De samenstelling van de begeleidingscommissie is weergegeven in Bijlage I.

## 1.2 Achtergronden

### 1.2.1 Verspreiden van baggerspecie

Het verspreiden op de kant van baggerspecie uit sloten wordt in het landelijk gebied algemeen toegepast. De waterbodem in sloten groeit aan doordat de stroomsnelheid in sloten veelal vrij laag is waardoor de fijne deeltjes in het water kunnen bezinken. Hierdoor groeit de waterbodem jaarlijks 1 tot 4 centimeter aan, wat na verloop van tijd een belemmering kan vormen voor de waterhuishouding. Het baggeren van sloten is daarom in Nederland noodzakelijk en gebeurt, afhankelijk van hoe snel de waterbodem aangroeit, eens in de vijf tot twintig jaar. Na het op de kant zetten of spuiten van de specie wordt deze op verschillende manieren verspreid over (een deel van) het perceel, afhankelijk van het type landgebruik. Bij bouwland wordt de specie ondergeploegd en daardoor vermengd met de rest van de bouwvoor. Bij grasland wordt de baggerspecie uitgeslept of wordt het perceel gefreesd, waardoor het met de bovenste 5 tot 10 centimeter mengt. In sommige gebieden wordt het grasland vrij regelmatig geploegd en kan de specie op die manier worden ondergewerkt. Om conflicten met de eigenaren van de percelen te voorkomen bestaan allerlei, meestal niet zwart op wit gestelde, gedragsregels. Zo wordt er in Zuid-Holland per strekkende meter (van een perceel van 30 meter breed) circa 1 m<sup>3</sup> baggerspecie verspreid (pers. mededeling van der Wal, 1996).

In het verleden was baggerspecie, en bijvoorbeeld ook zuiveringsslib, vrij gewild omdat het de structuur van het land kan verbeteren en het land vruchtbaarder maakt. Onderlinge afspraken tussen boeren en waterschappen waarbij een perceel tijdelijk fungeerde als depot waren vrij gebruikelijk. Boeren boden hiervoor meestal hun laagste perceel aan, dat door de specie werd opgehoogd. Na ongeveer een jaar was de specie voldoende ingeklonken en kon het perceel opnieuw worden

ingezaaid. Tegenwoordig moet baggerspecie die niet aan de normen voldoet worden verwerkt of worden opgeslagen in een depot.

Tegenwoordig wordt alleen baggerspecie van klasse 2 of lager nog verspreid op land, waarbij voor klasse 2 specie geldt dat het tot maximaal 20 meter uit de kant verspreid mag worden. Klasse 3 wordt veelal gestort in een depot. Het Braassemermeer fungeert bijvoorbeeld als een dergelijk depot voor regionale baggerspecie in Zuid-Holland. Grote hoeveelheden specie, waarbij er gewoon teveel specie is om het op het aangrenzende perceel te verspreiden, worden ook gestort in een depot. Hiervoor worden ook wel zogenaamde doorgangsdepots gebruikt. Na rijping van de specie wordt het dan weer weggehaald om het elders te gebruiken, bijvoorbeeld als ophogingsmateriaal. Klasse 3 specie kan ook in het geval van afbreekbare stoffen (zoals PAK) na een rijpings- en rustperiode geschikt worden om elders toegepast te worden. De stofgroep van de Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen is voor de regionale wateren veelal klassebepalend voor de indeling in klasse 2 (CUWVO, 1994). Na verspreiding van specie die verontreinigd is met PAK zal na inklinken en onderwerken van specie voldoende zuurstof aanwezig zijn zodat afbraak van PAK kan plaatsvinden. Bij de anaërobe omstandigheden in de waterbodem is biodegradatie van PAK niet mogelijk.

### 1.2.2 Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen

Binnen de stofgroep van de Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) kunnen enige honderden verbindingen worden onderscheiden die als gemeenschappelijk kenmerk tenminste twee gefuseerde aromatische ringen bezitten. Van een aantal PAK is bekend dat zij van nature gevormd kunnen worden in sediment, zoals bijvoorbeeld peryleen. De natuurlijke achtergrondniveaus van dergelijke PAK zijn echter zeer laag (Wakeham et al., 1980). De gehalten van PAK in het milieu zijn sinds midden vorige eeuw sterk verhoogd als gevolg van de toegenomen verbranding van fossiele brandstoffen (Jones et al., 1989). Naast deze vorming van PAK als ongewenst bijproduct bij onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen kunnen PAK ook in het milieu terecht komen door de toepassing van olie- en teerhoudende producten, zoals bijvoorbeeld creosoot dat lange tijd is gebruikt voor de verduurzaming van hout.

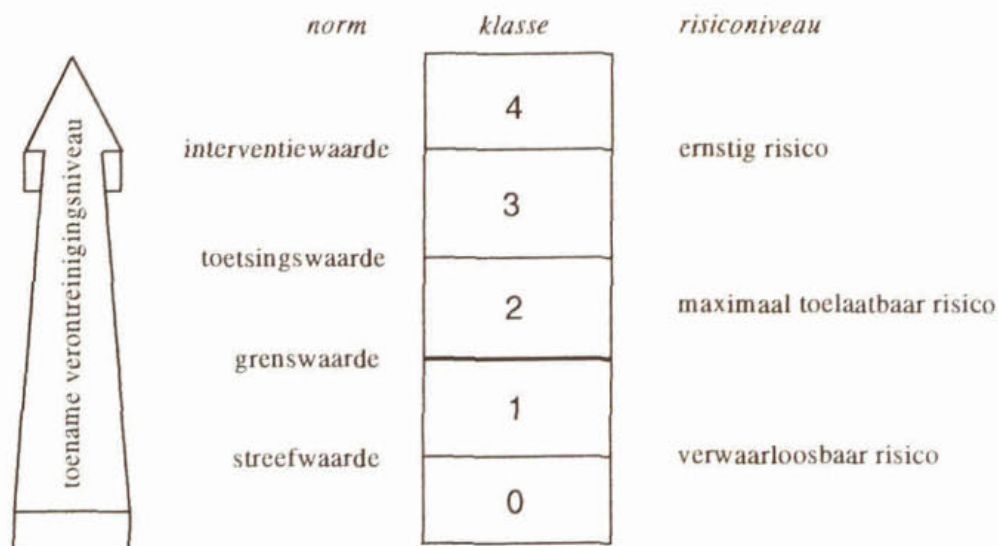
Aan het einde van de tachtiger jaren zijn 10 verbindingen uit deze stofgroep geselecteerd teneinde de veelheid aan componenten voor evaluatie en normering in te perken (Basisdocument PAK, 1989). Op deze 10 componenten wordt de aandacht in het beleid toegespitst en veelal worden in monitoringsprogramma's deze 10 PAK bestudeerd (zie tabel 1.2).

### 1.2.3 Normering en klasse-indeling

De normen voor landbodem en waterbodem zijn grotendeels op elkaar afgestemd. Voor waterbodems worden echter op basis van vier milieukwaliteitsnormen vijf kwaliteitsklassen afgeleid (zie fig. 1.1). Voor de landbodem bestaan twee kwaliteitsnormen, de streef- en de

interventiewaarde, die overigens gelijk zijn aan de streef- en de interventiewaarde voor waterbodems. Streefwaarden zijn gebaseerd op het niveau waarop het ecotoxicologische risico van de aanwezigheid van die stof verwaarloosbaar is. Deze niveaus voor de verschillende PAK van VROM zijn vastgesteld, welke in MILBOWA (1991) zijn gebruikt om streefwaarden te definiëren. In het beleid is gekozen om voor PAK voor streef- en interventiewaarden een somnorm te hanteren (Evaluatienota Water, 1993; Circulaire interventiewaarden bodemsanering, 1994).

Klasse 3 en 4 specie mag niet op land worden verspreid en moet worden opgeslagen in een depot of worden verwerkt. Bij een som-10 PAK gehalte in de bodem boven de interventiewaarde ( $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) is er sprake van een ernstige verontreiniging. De interventiewaarde ligt op het ecotoxicologische risiconiveau waarbij de verontreiniging een ernstig risico kan vormen voor het ecosysteem.



*Figuur 1.1 Relatie tussen verontreinigingsgraad, normen en klasse-indeling van waterbodems*

*Tabel 1.1 Normen voor waterbodems (Evaluatienota Water, 1993) en bodem (Circulaire Interventiewaarden bodemsanering, 1994).*

| Norm (som 10 PAK in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | Waterbodems<br>(Baggerspecie) | Landbodems |
|--|-------------------------------|------------|
| Streefwaarde   | 1                             | 1          |
| Grenswaarde  | 1                             |            |
| Toetsingswaarde                                      | 10                            |            |
| Interventiewaarde                                    | 40                            | 40         |

#### 1.2.4 Voortschrijdende normstelling en ecotoxicologische risiconiveaus

Grenswaarden geven de bovengrens aan waarop het maatschappelijk aanvaardbaar risiconiveau ligt voor toxische stoffen, en dienen daarom op of onder het ecotoxicologisch vastgestelde maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) te liggen. De grenswaarde wordt periodiek vastgesteld in de richting van de streefwaarde, volgens het principe van voortschrijdende normstelling. Grenswaarden bestaan alleen voor water en waterbodems aangezien daar door emissiereducerende maatregelen een kwaliteitsverbetering kan optreden. Aangezien voor PAK de AMK-2000 waarden (Derde Nota Waterhuishouding, 1989) lager waren dan de MTR-waarden is er een somnorm van  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  vastgesteld die op het niveau van de oude AMK-2000 ligt, en daarmee gelijk is aan de streefwaarde. Voor het gebruik van een somnorm is geen ecotoxicologische onderbouwing (Kalf et al, 1996). Er zijn dan ook alleen MTR's afgeleid voor de individuele PAK, welke recentelijk weer zijn aangepast (Kalf et al, 1995). Zie voor de MTR's voor de 10 PAK van VROM tabel 1.2. Baggerspecie met een som-10 PAK gehalte boven  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , maar onder het niveau van de toetsingswaarde ( $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) mag in ieder geval tot 2000 op land worden verspreid, mits het binnen 20 meter vanaf de kant van de watergang gebeurt. De risiconiveaus voor land- en waterbodems zijn samengevat in tabel 1.2.

*Tabel 1.2 Maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTR's) voor verschillende PAK bij een standaardbodemsamenstelling met 10% organisch materiaal. Niveaus uit MILBOWA zijn afgeleid door van de Meent et al. (1990), de meest recente niveaus door Kalf et al. (1995).*

| PAK                  | MTR voor land-<br>bodems (MILBOWA)<br>in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . | MTR voor land-<br>bodems (Kalf et al.,<br>1995) in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . | MTR anders voor<br>sediment (Kalf et al.,<br>1995) in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . |
|----------------------|---|---|--|
| Naftaleen            | 1.3   | 0.14  |  |
| Antraceen            | 5.2   | 0.12  |  |
| Fenantreen           | 4.6   | 0.51  |  |
| Fluoranteen          | 1.6   | 2.6   |  |
| Benzo(a)antraceen    | 2.0   | 0.25  | 0.36   |
| Chryseen             | 2.0   | 10.7  |  |
| Benzo(k)fluoranteen  | 2.5   | 2.4   |  |
| Benzo(a)pyreen       | 2.5   | 0.26  | 2.7  |
| Benzo(g,h,i)peryleen | 2.0   | 7.5   |  |
| Indeno(1,2,3)pyreen  | 2.5   | 5.9   |  |

### 1.3 Samenvatting en leeswijzer

Regionale wateren worden eens in de vijf tot tien jaar gebaggerd om de aan- en afvoer van water te waarborgen. Deze vrijkomende baggerspecie valt vaak in klasse 2 door het som-10 PAK gehalte. In het beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie is gesteld dat klasse 2 specie in principe na 2000 niet meer op de kant verspreid mag worden. Onderhavige studie is een onderdeel van het project 'Regionale waterbodemsamenstelling en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant', welke een bijdrage levert voor de evaluatie van voornoemd



beleidsstandpunt. De eerste fase van het project omvat de prognose van de PAK gehalten in waterbodems en is reeds afgerond. Hieruit is naar voren gekomen dat zeer sterke emissiereducties (tot meer dan 90%) noodzakelijk zijn om PAK gehalten in de waterbodem te verlagen zodat geen klasse 2 meer ontstaat. De kwaliteitsontwikkeling van de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie komt in dit rapport aan de orde. Het verspreiden van regionale baggerspecie wordt in het landelijk gebied algemeen toegepast. Baggerspecie uit sloten wordt op verschillende manieren verspreid en ondergewerkt, afhankelijk van het type landgebruik. Zo wordt bouwland na het verspreiden van specie meestal geploegd en wordt grasland gefreesd of de specie wordt alleen uitgeslept.

In hoofdstuk 2 zal aandacht worden besteed aan de achtergronden van dit onderzoek. Er zal kort worden ingegaan op de huidige PAK-gehalten in de bodem in Nederland, de gevonden PAK-gehalten in regionale waterbodems in Nederland en op de resultaten van de vorige fase van dit onderzoek. Tevens zal een veldonderzoek van het Staring Centrum naar de invloed van het verspreiden van baggerspecie aan de orde komen. De structuur van het gebruikte model en de modelanalyse staan respectievelijk in hoofdstuk 3 en 4 centraal. Deze twee hoofdstukken vormen de minimaal benodigde documentatie om het model kort te karakteriseren. De overige technische informatie zal in een afzonderlijke modeldocumentatie worden weergegeven. Hierin zullen alle procesformuleringen worden opgenomen. De prognose van de kwaliteit van de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie komt in hoofdstuk 5 aan de orde. Na een algemene discussie van de resultaten in hoofdstuk 6 volgen in hetzelfde hoofdstuk de conclusies van deze modelstudie. Alle hoofdstukken worden afgesloten met een samenvattende paragraaf.

## 2. REGIONALE BODEMKWALITEIT EN HET VERSPREIDEN VAN BAGGERSPECIE

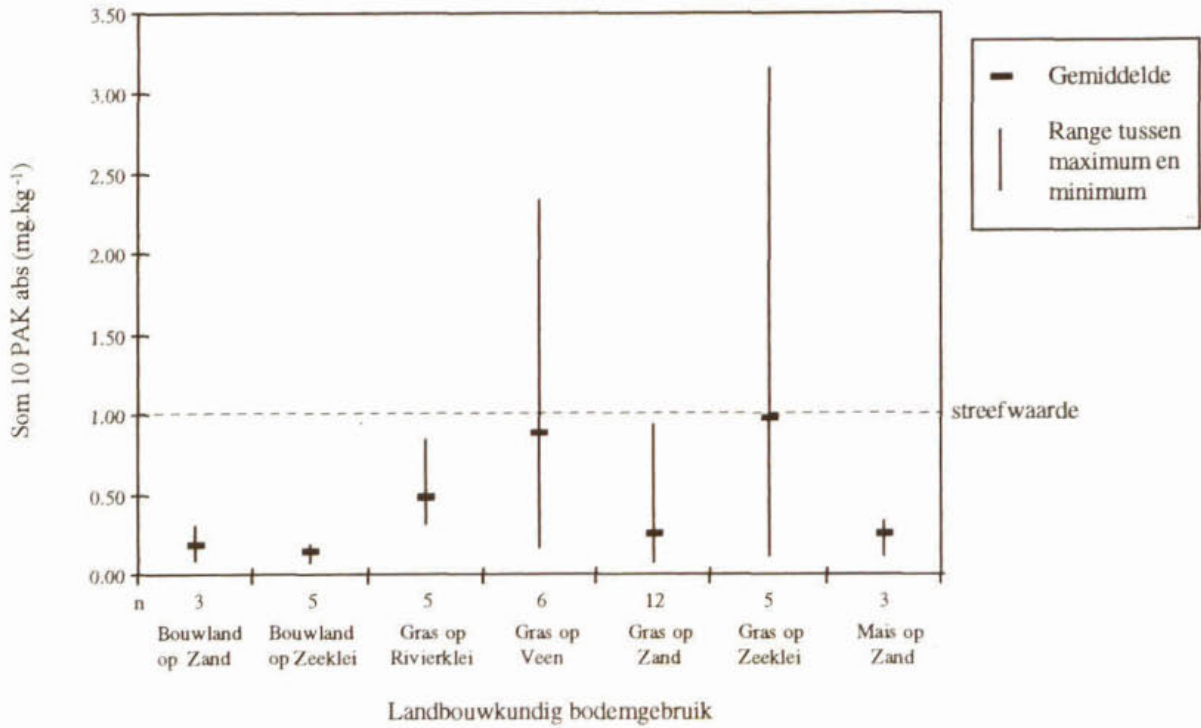
### 2.1 Bodemkwaliteit in het landelijk gebied

Door het Laboratorium voor Bodem en Grondwater is vrij recent onderzoek gedaan naar de kwaliteit van de Nederlandse landbouwgronden (Lagas en Groot, 1996). Hierin komt naar voren dat de kwaliteit van de bodem op de meeste locaties onder de streefwaarden voor de som van de 10 PAK liggen (ongeveer een factor 0.5). Slechts bij twee monsters waarvan de PAK-gehalten zijn gemeten, is er sprake van een overschrijding van de streefwaarde. Wel komen er duidelijke verschillen naar voren tussen de verschillende typen bodem en de verschillen in landgebruik (zie fig. 2.1). Zo zijn de absolute PAK-gehalten in veengronden het hoogst, maar liggen alle gehalten ruim onder de streefwaarde. In de categorie 'Bouwland op zeelei' komen de PAK-gehalten dicht in de buurt van de streefwaarden. De oorzaak hiervan is dat deze bodems door het lage gehalte aan organische stof vrij kwetsbaar zijn, en de streefwaarden voor die bodems daardoor erg laag liggen. Dit is bijvoorbeeld ook het geval bij de referentielocaties uit het onderzoek van Van den Toorn et al. (1996), waar de gehalten in de bodem ook dicht in de buurt van de streefwaarde komen. De gehalten in de bodem kunnen ook worden omgerekend naar een gehalte bij een standaard bodemsamenstelling, in plaats van dat er specifiek voor een bepaalde bodem een streefwaarde wordt berekend. Door de gehalten om te rekenen naar standaard bodemsamenstelling kunnen eenvoudiger gehalten in verschillende typen gronden met elkaar worden vergeleken. Zie voor een uitgebreide uitleg van deze methodieken bijlage III.

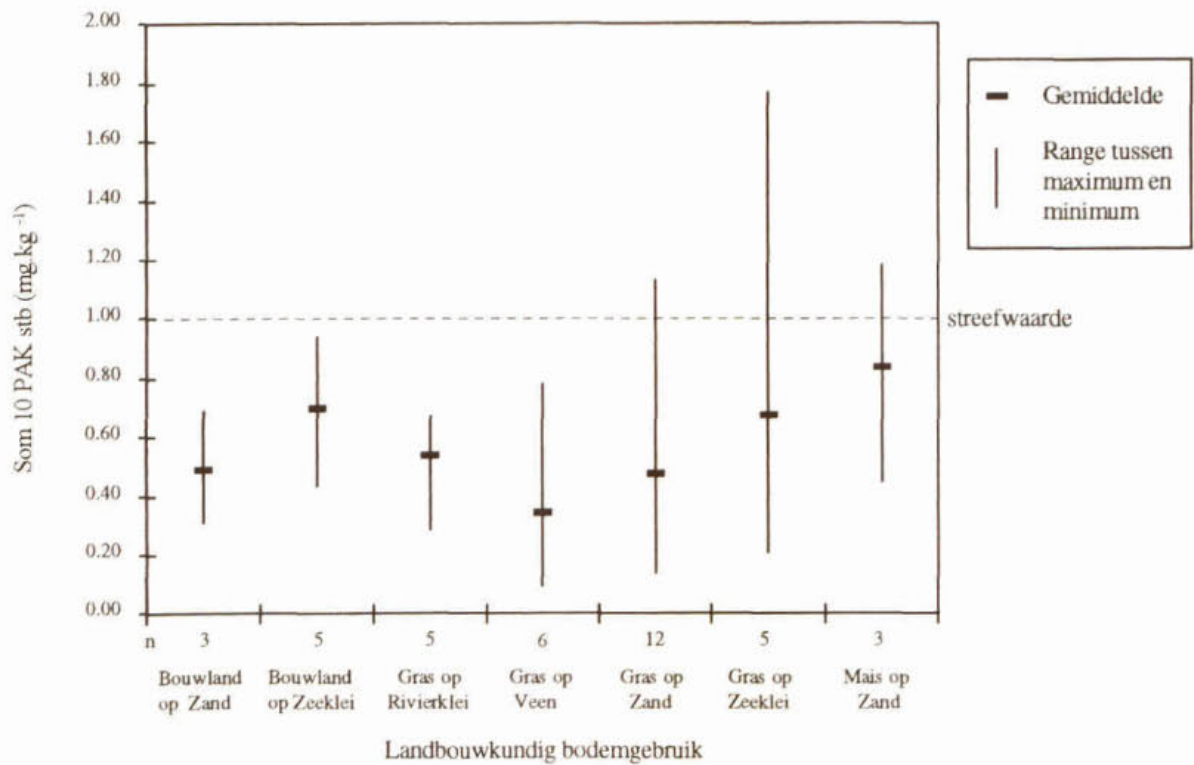
Naast de kwaliteitskartering van de Nederlandse Landbouwgronden (Lagas en Groot, 1996) is er in 1993 een Landelijk Bodemmeetnet opgestart waarmee op termijn vastgesteld moet kunnen worden of er in Nederland veranderingen in de bodemkwaliteit optreden. Over de resultaten van een onderdeel van dit bodemmeetnet is recentelijk een rapport verschenen (Groot et al., 1996). Dit betreft de monitoring van de kwaliteit van zandbodems die voor intensieve en extensieve veeteelt in gebruik zijn. Slechts bij één mengmonster in de categorie extensieve veeteelt ligt het som 10 PAK gehalte boven de streefwaarde (een factor 4). Bij alle andere monsters ligt het som-10 PAK gehalte ruim onder de streefwaarde. Het gemiddelde van de mengmonsters in de categorie intensieve veeteelt ligt iets dichterbij de streefwaarde dan het gemiddelde in de categorie extensieve veeteelt (de genoemde uitbijter is hierbij niet meegenomen).

In Engeland is door Jones et al. (1989) onderzoek gedaan naar de landbodemkwaliteit in rurale gebieden die primair vanuit de atmosfeer zijn belast. Zij vinden een duidelijke toename voor de som van 21 PAK verbindingen sinds het eind van de vorige eeuw. De oorzaak hiervan is de toegenomen verbranding van fossiele brandstoffen, welke bij onvolledige verbranding PAK als bijproduct hebben. De verschillende monsters zijn met twee verschillende methoden gemeten. De duidelijke trend komt overeen met de getrokken lijn in figuur 2.2, welke gebaseerd is op de met methode I gemeten gehalten van Jones et al. (1989) voor de som van 10 PAK van VROM. De gehalten voor de som van 8 PAK, welke met methode II zijn bepaald, komen duidelijk lager uit dan de gehalten

**A**



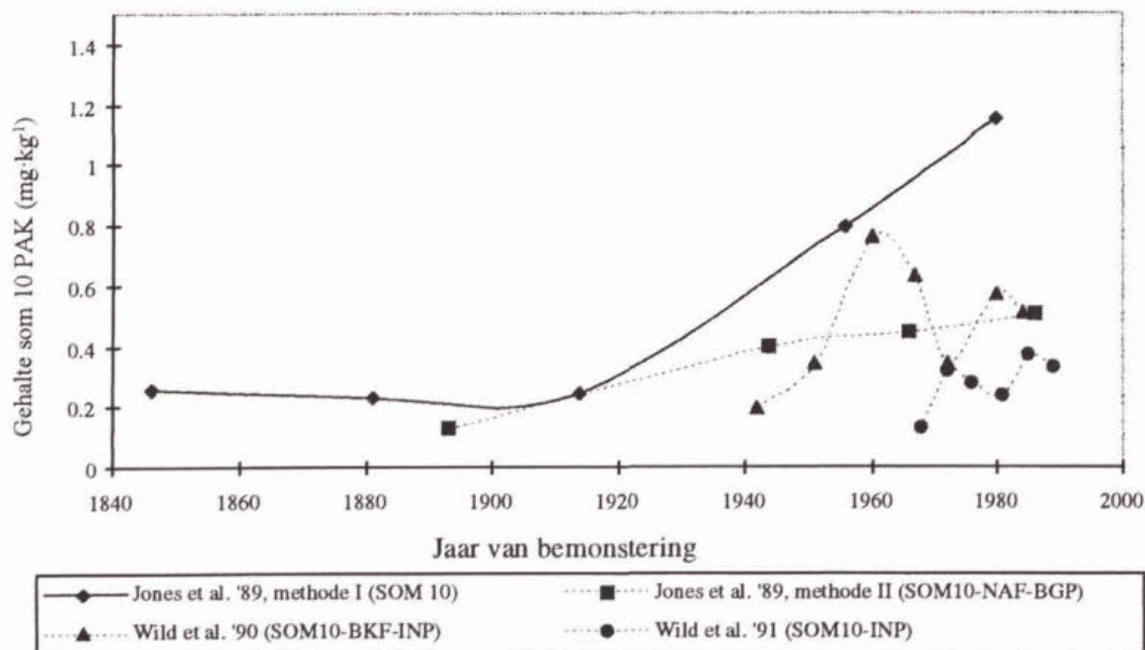
**B**



**Figuur 2.1** Absolute (A) en gestandaardiseerde (B) som-10 PAK gehalten in landbodern voor verschillende categorieën bodemtype/landgebruik in Nederland (m.b.v. data Lagas en Groot, 1996). Het aantal meetpunten wordt aangegeven door n.

die met methode I zijn gemeten. Het verschil tussen de som-PAK gehalten bij methode I en II is niet te verklaren door de gehalten van de PAK (naftaleen en benzo(g,h,i) peryleen) die bij methode II niet gemeten zijn. Vergeleken met onderzoek waarbij het verloop van de PAK-gehalten in de bodem bij de controlelocaties na het opbrengen van zuiveringsslib in de tijd zijn bestudeerd (Wild et al., 1990; Wild et al., 1991b), zijn de meest recente gehalten, die door Jones et al. gemeten zijn met methode I, aan de hoge kant. De som-PAK gehalten die gemeten zijn met methode II en de som-PAK gehalten bij de controlelocaties van de onderzoeken van Wild et al. (1990) en Wild et al. (1991b), doen vermoeden dat de PAK-gehalten in de bodem tot halverwege de jaren tachtig een lichtere stijging vertonen dan aangegeven in Jones et al. (1989).

De range waarbinnen de meest recente gehalten uit Engeland liggen ( $0.3\text{-}0.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  zie fig. 2.2) liggen binnen de ranges van absolute som-PAK gehalten die door Lagas en Groot (1996) in 1993 in de Nederlandse landbouwgronden worden gevonden (zie fig. 2.1b). Het is dus mogelijk dat de gehalten in de landbodem in Nederland tot die tijd een dergelijke lichte stijging kenden. Van de onderzochte bodems in de onderzoeken van Jones et al. (1989), Wild et al. (1990) en Wild et al. (1991b) is het bodemtype, het gehalte organisch materiaal en het landgebruik niet expliciet aangegeven.



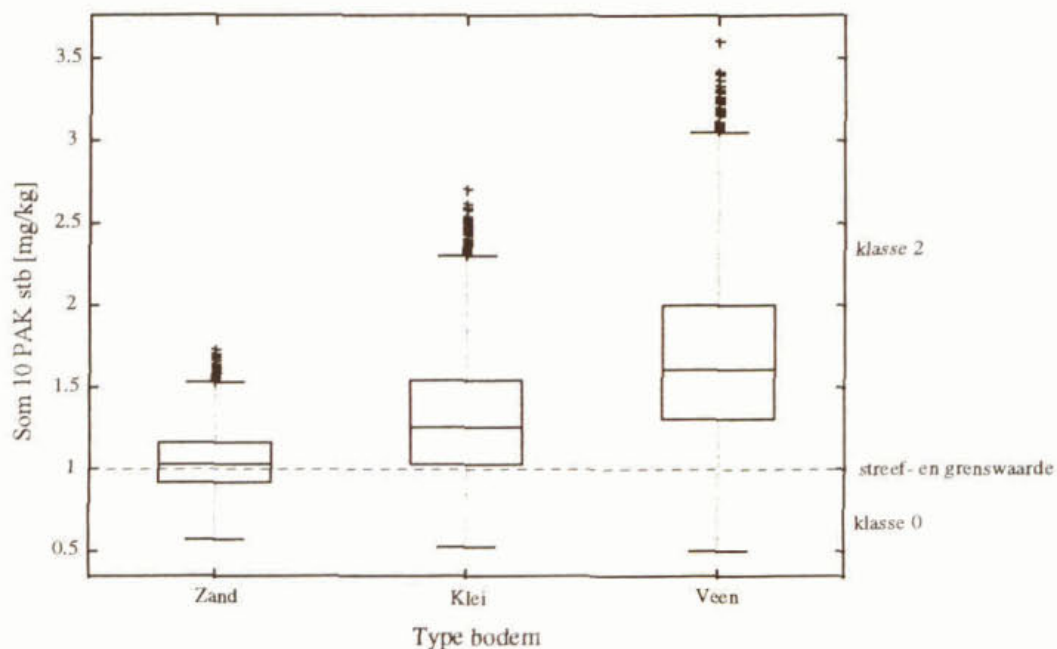
Figuur 2.2 'Som-10' PAK-gehalten in de landbodem in Engeland bij locaties die primair vanuit de atmosfeer zijn belast.

## 2.2 Regionale waterbodemkwaliteit

Met behulp van de landelijke watersysteemrapportage is een beeld te schetsen van de kwaliteit van de regionale waterbodems (CUWVO, 1994). Hieruit blijkt dat een groot aantal van de regionale waterbodems kan worden ingedeeld in klasse 2 op basis van het PAK-gehalte. Naast PAK zijn ook vaak zware metalen klassebepalend. Uit gegevens die door verschillende waterbeheerders (Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996)

beschikbaar zijn gesteld, blijkt dat klasse 2 waterbodems op basis van PAK-gehalte geen uitzondering zijn op plaatsen waar geen duidelijke bronnen zijn aan te wijzen. Op deze beschikbare waterbodemgegevens is het model IRIS (sediment-module) gekalibreerd, waarmee een prognose van de huidige en toekomstige waterbodemkwaliteit onder invloed van diverse emissiebronnen is gedaan (Kramer et al., 1997). Bij dit model zijn onzekerheden in de emissies meegenomen door een groot aantal simulaties uit te voeren waarbij steeds voor de emissieparameters waarden uit een range zijn getrokken. Uit de verdeling van de modeluitkomsten is de kans op een bepaalde klasse bij een bepaalde emissiebron af te leiden.

Uit de vorige fase van dit onderzoek is gebleken dat er een kans van 50% of meer is op klasse 2 specie in zand-, klei- en veensloten wanneer er alleen sprake is van achtergrondbelasting (Kramer et al., 1997). Deze achtergrondbelasting bestaat behalve uit atmosferische depositie, uit invoer van PAK via gebiedseigen zwevend slib en PAK dat via landbewerking, verwaaing, afspoeling en afkalving van de slootkant met het bodemmateriaal in de sloot terecht komt. De bodem kan namelijk niet langer vrij van PAK worden beschouwd (zie paragraaf 2.1), en blijkt ook daadwerkelijk een belangrijke bijdrage te leveren aan de achtergrondbelasting van regionale wateren. Door de zuurstofarme omstandigheden in de waterbodem is afbraak van PAK in dat compartiment te verwaarlozen. In feite is een beperkte additionele emissie van PAK voldoende om in de waterbodem de streefwaarde (deze is voor PAK gelijk aan de grenswaarde) te doen overschrijden. Door de afbraak van organische stof in de waterbodem is het zelfs mogelijk dat zonder additionele bron klasse 2 waterbodem ontstaat.



**Figuur 2.3** Berekende som 10 PAK-gehalten in waterbodems, omgerekend naar standaard bodemsamenstelling, van zand- klei- en veensloten bij achtergrondbelasting (bij het huidige emissieniveau).

Doordat de gehalten PAK in de bodem in zand- klei- en veengebieden van elkaar verschillen, ontstaat er ook een verschil tussen de kwaliteit in zand- klei- en veensloten bij alleen achtergrondbelasting, waarbij de kans op klasse 2 specie bij veensloten het grootst is (94%) en bij zandsloten het kleinst (56%). Dit komt overeen met het verschil tussen zand- klei- en veensloten zoals deze ook in het veld gevonden wordt. Additionele bronnen zoals bijvoorbeeld een gecreosoteerde beschoeiing of de invloed van een weg, die naast de achtergrondbelasting worden opgelegd, veroorzaken een grotere kans op klasse 2 en in sommige gevallen klasse 3. Vooral bij zandsloten geeft een additionele bron een sterke toename van de kans op klasse 2 en 3 specie, wat gedeeltelijk wordt veroorzaakt door de omrekening naar standaard bodemsamenstelling. De percentages organisch materiaal in zandsloten zijn namelijk het laagst. Bij veensloten leidt alleen achtergrondbelasting bij het grootste deel van de berekeningen tot klasse 2 specie omdat er via de aanvoer van bodemmateriaal veel PAK binnenkomt. Additionele bronnen veranderen weinig aan de naar standaardbodem omgerekende gehalten door het hoge percentage organisch materiaal in veensloten.

Beperkte, geleidelijk afnemende achtergrondbelasting in de grootte-orde van 0,5 % per jaar bleek absoluut onvoldoende om de kans op klasse 2 specie in zand- klei en veensloten substantieel te doen afnemen. Om 100% kans op klasse 0 specie te bereiken is het noodzakelijk de achtergrondbelasting bij zandsloten met 13% te reduceren. Bij klei- en veensloten is respectievelijk een reductie van 38 en 57% noodzakelijk. Wanneer er sprake is van een belasting door additionele emissiebronnen is, naast de genoemde reductie van de achtergrondbelasting, een reductie van de additionele bron van tenminste 90 % noodzakelijk om 100% kans op klasse 0 baggerspecie te krijgen. Prognoses voor de realiseerbare emissiereductie van bijvoorbeeld de atmosferische depositie liggen niet in de orde van grootte om de kans op klasse 0 specie substantieel te doen toenemen. Bovendien is hiervoor tevens een reductie van de PAK-gehalten in de bodem noodzakelijk, en er is niets bekend omtrent de verwachting van de toekomstige PAK-gehalten in de bodem. Wanneer klasse 2 baggerspecie na 2000 niet meer op de kant mag, levert dit dus grote hoeveelheden baggerspecie op die moeten worden verwerkt of opgeslagen (Unie van Waterschappen, 1995). Emissiereducerende maatregelen leiden echter ook niet onmiddellijk tot de gewenste waterbodempkwaliteit. Doordat slechts eens in de vijf tot vijftien jaar gebaggerd wordt, wordt de kwaliteit voor een groot deel bepaald door de historische belasting. Daarnaast is het doorwerken van emissiereducties in de kwaliteit van de waterbodempkwaliteit sterk afhankelijk van hoe efficiënt de specie uit de watergangen wordt verwijderd. Hoe lang het duurt voordat emissiereducerende maatregelen het gewenste effect veroorzaken, is sterk afhankelijk van hoe vaak en hoe efficiënt er gebaggerd wordt, en ligt hierdoor waarschijnlijk in de grootte orde van enkele decennia.

### **2.3 Invloed van het verspreiden van baggerspecie**

Het voornemen om het verspreiden van klasse 2 baggerspecie af te bouwen heeft tot doel de diffuse belasting van de landbodem door baggerspecie zoveel mogelijk te beperken. Het uitgangspunt van de bodembescherming is het behouden van de multifunctionaliteit van de bodem. Hiertoe zouden

de gehalten voor verschillende stoffen onder de streefwaarden moeten blijven, welke voor PAK bij standaard bodemsamenstelling op een niveau van  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  voor de som van 10 PAK ligt. Een belangrijke bron van diffuse belasting voor de landbodem is de atmosferische depositie (zie ook §2.1 en figuur 2.2). Daarnaast is het verspreiden van baggerspecie zo algemeen toegepast, dat dit ook als een bron van diffuse belasting wordt gezien (Lijzen en Franken, 1996a). De slootbodembodem lijkt een soort bezinkputje te zijn voor verontreinigingen zoals PAK omdat deze verbindingen in de zuurstofloze waterbodem niet afbreken. Bij een diffuse belasting met PAK uit de slootspecie kan er na verspreiden op de kant afbraak van PAK plaatsvinden. Een deel van de verontreinigingen zal echter in de watergang achterblijven omdat niet alle specie kan of hoeft te worden weg gebaggerd. Een deel van het fijne organische materiaal, waaraan PAK vooral geadsorbeerd is, zal bij verschillende algemeen toegepaste baggermethoden achterblijven of met het water terugspoelen in de sloot. Na het opbrengen wordt de baggerspecie onder gewerkt, wat een verdunning zal betekenen. Wanneer de temperatuur hoog genoeg is, en er voldoende zuurstof aanwezig is, zal afbraak van de verschillende PAK plaatsvinden.

De interessante vraag in het kader van het beleidsvoornemen klasse 2 baggerspecie niet meer te verspreiden is of er bij afbreekbare stoffen als PAK daadwerkelijk sprake is van een oplading van de gehalten in de landbodem door het opbrengen van baggerspecie. Wanneer er sprake is van oplading zou het vrij waarschijnlijk zijn dat er op den duur verhoudingsgewijs meer zware PAK in de bodem achterblijven, omdat deze langzamer afbreken dan de lichtere PAK met minder benzeenringen. Wild et al. (1990) laten zien dat de gehalten van bijvoorbeeld benzo(g,h,i)peryleen en benzo(a)pyreen in 1984, bij percelen waar van 1942-1960 herhaaldelijk zuiveringsslib was verspreid, verhoudingsgewijs hoger lagen dan de gehalten van bijvoorbeeld fenantreen en antraceen. Dit duidt erop dat er inderdaad eerder een oplading plaats zal vinden van zwaardere PAK zoals benzo(g,h,i)peryleen en benzo(a)pyreen dan van lichtere PAK zoals antraceen en fenantreen. Het blijft echter de vraag of er daadwerkelijk ecotoxicologische effecten te verwachten zijn bij dergelijke concentraties. Dit vraagstuk komt in het vervolg van dit project naar voren (Beurskens, 1997).

## 2.4 PAK in de landbodem

### 2.4.1 Verdwijnplassen voor PAK in landbodem

PAK in landbodem zijn aan verschillende processen onderhevig die kunnen leiden tot een afname van de gehalten. De belangrijkste processen zijn biodegradatie, abiotische omzetting, vervluchtiging, uitloging en erosie (Wild en Jones, 1995). Erosie wordt vaak verwaarloosd als een verdwijnterm, hoewel het een belangrijke bijdrage vormt aan de belasting van oppervlaktewater met PAK (Wild en Jones, 1995; Kramer et al, 1997). Vervluchtiging is voor de meeste PAK van de 10 van VROM verwaarloosbaar, behalve voor naftaleen (Park et al., 1990). Naftaleen kan in veel gevallen zelfs niet in de bodem worden gemeten, waardoor het meten van deze component bijvoorbeeld bij het bodemmeetnet en de kartering van Nederlandse landbouwgronden achterwege wordt gelaten (Groot et al., 1996; Lagas en Groot, 1996). Abiotische verdwijning is onder

laboratoriumomstandigheden aangetoond voor PAK met minder dan 4 aromatische ringen (Park et al., 1990). Deze abiotische verdwynprocessen (inclusief vervluchtiging) waren in dat onderzoek alleen significant voor naftaleen, 1-methyl-naftaleen, antraceen en fenantreen. De uitloging van PAK is waarschijnlijk, evenals de opname door planten, minimaal, aangezien PAK sterk hydrofobe verbindingen zijn en daardoor slechts voor een zeer klein deel opgelost zijn in water. Wild et al. (1991b) geven aan dat de opname van PAK door planten een extreem inefficiënt proces is. Hoewel in ondergrondse gewassen (aardappelen, suikerbieten) licht verhoogde PAK-gehalten zijn aangetroffen, is dit proces niet significant voor de massabalans van PAK. Opgelost organisch materiaal (DOM) in het grondwater kan de uitloging van PAK vergemakkelijken (Kan en Tomson, 1990). In een praktijkstudie van het Staring Centrum (van den Toorn et al., 1996) naar de ontwikkeling van de PAK-gehalten in de landbodem na het opbrengen van baggerspecie, kon uitloging van PAK echter niet worden aangetoond.

Voor biologische degradatie van PAK in de landbodem lijkt de beschikbaarheid van zuurstof onontbeerlijk. Hoewel door Mihelcic en Luthy (1988) afbraak van laagmoleculaire PAK onder denitrificerende omstandigheden is waargenomen, geven zij ook aan dat dit onder natuurlijke omstandigheden slechts een verwaarloosbare afname van de PAK-gehalten tot gevolg zal hebben, wat ook door Atlas (1981) wordt aangegeven. De aërobe afbraak van PAK is door verschillende auteurs zowel in het laboratorium (Heitkamp en Cerniglia, 1987; Park et al., 1990; Wild en Jones, 1993) als in het veld (Wild et al., 1991a,b) gemeten. Bij de meeste van deze studies, wordt de verwijderingsefficiëntie van PAK bepaald door de afgenomen PAK-gehalten te meten. Metabolieten worden daarbij meestal niet geanalyseerd. Hoewel de toxiciteit van eventuele metabolieten meestal lager is, is de biologische beschikbaarheid van deze verbindingen waarschijnlijk groter doordat ze een hogere oplosbaarheid hebben (Volkering, 1996). Heitkamp en Cerniglia (1987) hebben in hun onderzoek naar de mineralisatie van PAK in sediment-water microcosms de aanwezigheid van polaire metabolieten waargenomen, maar het aandeel van deze componenten was vrij klein. Accumulatie van metabolieten kon in dat onderzoek niet worden aangetoond. De effectieve afname van PAK-gehalten in het veld is naast het al dan niet beschikbaar zijn van zuurstof, onder meer afhankelijk van in hoeverre de aanwezige bacteriepopulatie in staat is PAK af te breken, de temperatuur en de desorptie/adsorptie kinetiek (Wild en Jones, 1995).

#### 2.4.2 Afbraak van PAK

Verschillende studies hebben aangetoond dat de afbraak van PAK afhankelijk is van de structuur van de verbinding. De potentiële degradatienelheid neemt af met een toename van het aantal aromatische ringen (Heitkamp en Cerniglia, 1987; Park et al., 1990; Wild et al., 1991b; Wild en Jones, 1993). Volkering (1996) geeft aan dat er twee factoren zijn die deze verschillen in afbraaksnelheid tot gevolg hebben. De eerste factor is dat de bacteriële opnamesnelheden voor zwaardere PAK kleiner zijn dan de opnamesnelheden voor de kleinere PAK. De belangrijkste factor is echter de lage biologische beschikbaarheid van de zwaardere PAK, welke wordt veroorzaakt door de lage oplosbaarheid. Boldrin et al. (1993) hebben echter aangetoond dat de groeisnelheid van *Mycobacterium sp.* niet afhankelijk hoeft te zijn van de oplosbaarheid van een



PAK. Deze situatie zal echter in de praktijk bij de afbraak van PAK in de landbodem vrijwel niet voorkomen, waar de beschikbaarheid van PAK wordt beïnvloed door de oplosbaarheid en de desorptie/adsorptie kinetiek.

Halfwaardetijden in bodem voor verschillende PAK van de 10 van VROM zoals die in het laboratorium worden gemeten, zijn aangegeven in tabel 2.1. Het is duidelijk dat de halfwaardetijden voor de verschillende bodems voor de verschillende PAK in de grootte-orde liggen van weken tot maanden. Naftaleen is hierop enigszins een uitzondering, aangezien daarvoor halfwaardetijden worden gevonden in de grootte-orde van dagen tot weken. Opvallend van het onderzoek van Wild en Jones (1993) is, dat de halfwaardetijden in de bodemmonsters waar met PAK verontreinigd zuiveringsslib aan was toegevoegd, duidelijk langer (jaren) zijn dan de halfwaardetijden in het monster waarbij een standaard PAK-oplossing aan was toegevoegd (weken-maanden). Zij concluderen dat PAK die als oplossing aan het bodemmonster zijn toegevoegd gevoeliger zijn voor biotische en abiotische afbraak. In vergelijking met de halfwaardetijden die door Wild et al. (1991a) in het veld gevonden zijn (tabel 2.2) zijn alle in tabel 2.1 genoemde halfwaardetijden aan de lage kant. Redenen hiervoor zijn bijvoorbeeld verschillen in bodem type bij de verschillende experimenten, maar vooral de experimentele condities zijn zeer verschillend. In het laboratorium worden omstandigheden voor afbraak zo optimaal mogelijk gehouden, terwijl de afbraak in het veld sterk negatief beïnvloed kan worden door lage temperaturen, minder optimaal zuurstoftransport en misschien zelfs tijdelijk anaëroob worden van de bodem door waterverzadiging.

*Tabel 2.1 Voorbeelden van halfwaardetijden zoals die in de literatuur te vinden zijn voor laboratoriumexperimenten. Alle halfwaardetijden zijn gegeven in dagen.*

| PAK | t½ Wild and Jones, 1993 PAK toegevoegd aan bodem | t½ Wild and Jones, 1993 zuiveringsslib toegevoegd aan bodem | t½ Park et al. 1990 PAK toegevoegd aan Kidman-bodem | t½ Park et al. 1990 PAK toegevoegd aan McLaurin-bodem |
|-----|--|---|---|---|
| NAF | 15   | 14- 48  | 2.1   | 2.2   |
| ANT | 48   | 48-210  | 134   | 50  |
| FEN | 14   | 83-193  | 16  | 35  |
| FLU | 16   | 110-184   | 377   | 268   |
| BAA | 84   | 106-240   | 261   | 162   |
| CHR | 84   | 106-240   | 371   | 387   |
| BKF | 55   | 143-359   |   |   |
| BAP | 112  | 120-270   | 309   | 229   |
| BGP | 282  | 365-535   |   |   |
| INP |  |   | 288   | 289   |

Helaas zijn de verliezen van vooral de zwaardere PAK op de lange termijn minder duidelijk. Op korte termijn lijkt het eenvoudig alsof een deel van de PAK in de bodem persistent is. Er zijn veel aanwijzingen dat de contacttijd tussen de contaminant en de bodem in het geval van hydrofobe organische verbindingen van belang is voor de biologische beschikbaarheid (Brusseau et al., 1991; Hatzinger en Alexander, 1995; Madsen et al., 1996; Sandoli et al, 1996). Daarnaast verschilt de desorptie van PAK per type bodem (Weissenfels et al., 1992; White en Alexander, 1996). Andere

factoren die de desorptie van PAK kunnen beïnvloeden zijn de beschikbaarheid van zuurstof (Madsen et al., 1996) en de temperatuur (Cornelissen et al., 1997). Het fenomeen van een desorptie-resistente fractie (refractaire fractie) en de toename van die fractie in de tijd (aging) is een aspect dat vele auteurs bezig houdt. Uit veel studies komt naar voren dat migratie van hydrofobe stoffen naar ontoegankelijke plaatsen binnen het organische materiaal in de bodem het verklarend proces moet zijn voor het fenomeen aging (Brusseau en Rao, 1989; Weissenfels et al., 1992; Scow en Alexander, 1992). Een dergelijk proces wordt gestuurd door diffusie, wat een bijzonder langzaam proces is. Wanneer biodegradatie dan afhankelijk is van het beschikbaar komen van deze fractie, is de snelheidsbepalende stap (bij aanwezigheid van voldoende PAK-metaboliserende bacteriën) de diffusie van de contaminant vanuit de intraparticulaire organische matrix. De desorptie van hydrofobe verbindingen zoals PAK in bodem is het beste te beschrijven door een twee-fasen model, waarbij de snelle en langzame desorptie door twee eerste-orde vergelijkingen worden beschreven (Scow en Hutson, 1992; Weissenfels et al., 1992). Aangezien biodegradatie sterk door het desorptieproces wordt beïnvloed is de concentratie van een stof op een bepaald tijdstip ook met een dergelijke vergelijking te beschrijven:

$$C_t = (C_0 - C_s) * e^{-k_1 * t} + C_s * e^{-k_2 * t}$$

*Vergelijking 2.1 Twee-staps afbraak van hydrofobe verbindingen in landbodem.  $C_t$  is de concentratie in de bodem op tijdstip  $t$ ,  $C_0$  de concentratie op tijdstip 0,  $C_s$  de concentratie van de langzaam desorberende fractie op tijdstip 0,  $k_1$  de snelheidsconstante voor snelle verdwijning van de stof,  $k_2$  de snelheidsconstante voor de langzame verdwijning en  $t$  de tijd.*

Om een idee te krijgen van de afbraaksnelheden van PAK in het veld zijn een aantal onderzoeken goed bruikbaar. Allereerst is er vrij veel onderzoek gedaan naar de mogelijkheid van landfarming voor de geleidelijke verbetering van de kwaliteit van sterk vervuilde baggerspecie. Daarnaast hebben van den Toorn et al. (1996) uitgebreid onderzoek gedaan naar het verloop van PAK-gehalten na het op de kant brengen van baggerspecie. Zeer bruikbaar historisch onderzoek is uitgevoerd door Wild et al (1991a), waarbij voor verschillende PAK halfwaardetijden zijn afgeleid.

### *Landfarming*

Uit extensieve landfarming (Harmsen et al., 1996) lijkt eerder dat de afbraak van refractaire PAK het beste te beschrijven is met een lineaire functie. De afbraak lijkt hier niet afhankelijk te zijn van de gehalten, de absolute afname per dag is bij 'Zierikzee specie' ongeveer gelijk aan absolute afname per dag bij 'Geulhaven specie'. De halfwaardetijden zijn heel erg verschillend, omdat de gehalten bij Zierikzee specie veel hoger liggen dan bij Geulhaven specie en komen uit op ongeveer 40 jaar voor Zierikzee specie en 5 jaar voor Geulhaven specie. De gehalten zijn, vergeleken met het onderzoek van Wild et al. (1991a), over een veel kortere periode gemeten (ruim 2 jaar t.o.v. 17 jaar). Voor halfwaardetijden voor PAK is een dergelijke termijn erg kort. De voor dit onderzoek gebruikte specie was voor de extensieve landfarming behandeld door intensieve landfarming. De snel afbreekbare fractie is waarschijnlijk tijdens dat experiment grotendeels verdwenen, waardoor de afname van de PAK-gehalten wellicht de afname van alleen de refractaire fractie betreft.

### *Case-study op de kant verspreiden van met PAK verontreinigde baggerspecie*

Van den Toorn et al. (1996) hebben onderzoek uitgevoerd naar het effect van het direct op de kant brengen van baggerspecie die verontreinigd is met PAK. Het eerste deel van dat onderzoek bestond uit een inventarisatie van locaties waarvan bekend was hoe vaak baggerspecie was opgebracht en hoe lang geleden voor het laatst baggerspecie was opgebracht. De PAK-gehalten in de locaties waar baggerspecie was opgebracht, waren significant verhoogd ten opzichte van een referentielocatie waar geen baggerspecie was opgebracht. De gehalten van fractie zwaardere PAK (5 en 6 benzeenringen) lagen verhoudingsgewijs niet hoger dan de fractie PAK met 4 benzeenringen en de fractie met 2 en 3 benzeenringen. Er kon ook geen relatie worden aangetoond van aanrijking met de tijd (hoe lang geleden baggerspecie voor het laatst was opgebracht).

Het tweede deel van het onderzoek van het Staring Centrum (van den Toorn et al., 1996) betrof het volgen van de gehalten PAK in de tijd na het opbrengen van baggerspecie. Hieruit is naar voren gekomen dat na 1 jaar het grootste deel van de PAK is afgebroken. Van de twee proefvelden is er één na 84 dagen geploegd en gefreesd. Na 1 jaar bleek in dit veld een geringe extra verdwijning van PAK te zijn opgetreden (12% meer) ten opzichte van het niet bewerkte proefveld. Of dit verschil statistisch significant is, is onduidelijk. Een verschil in afbraaksnelheid tussen de zwaardere en de lichtere PAK komt duidelijk uit de resultaten naar voren. De PAK met 2 en 3 ringen blijken na 300 dagen voor 90% te zijn afgebroken, de PAK met 4 ringen voor 60% en de PAK met 5 of 6 ringen bleken geen duidelijke afbraak te vertonen.

Uit data analyse van de meetgegevens van van den Toorn et al. (1996) door Kohn (1997) bleek dat de afname van de PAK gehalten het beste te fitten waren met vergelijking 2.2:

$$C_t = (C_0 - C_s) * e^{-k_1 * t} + C_s$$

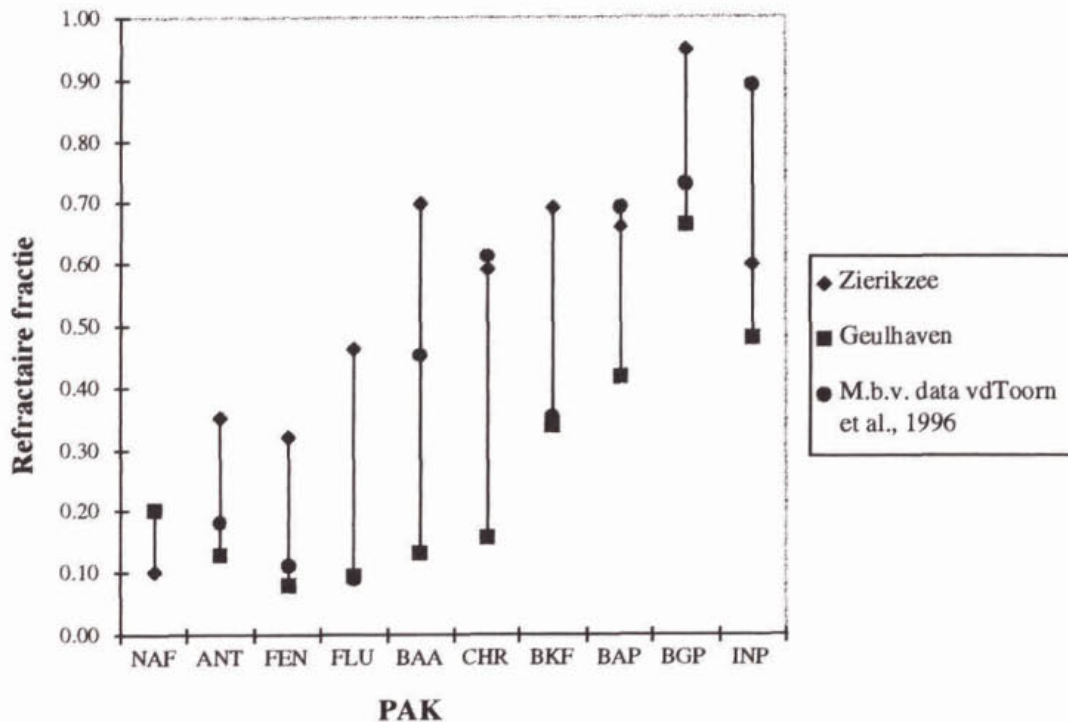
*Vergelijking 2.2 Eerste-orde vergelijking voor de afbraak van PAK bij het onderzoek van van den Toorn et al. (1996).  $C_t$  is de concentratie op tijdstip  $t$ ,  $C_0$  de totale concentratie op tijdstip 0,  $C_s$  de concentratie van de refractaire fractie op tijdstip 0,  $k_1$  de afbraakconstante voor snelle afbraak en  $t$  de tijd.*

Dit zou betekenen dat de refractaire fractie van de PAK niet beschikbaar was voor degradatie, een fenomeen wat vaker naar voren komt bij experimenten op deze termijn. De variabiliteit in de PAK gehalten was bijzonder groot. Een eventuele langzame afname van deze gehalten is daardoor bijzonder moeilijk waarneembaar. Met behulp van deze meetgegevens en metingen van een landfarming-experiment van Van Lierop en De Groot (1991) zijn wel waarden te berekenen voor de grootte van de refractaire fracties van verschillende PAK (Kohn, 1996, zie figuur 2.4).

### *Effecten van het verspreiden van zuiveringsslib op de lange termijn*

In situ halfwaardetijden van PAK zijn gepubliceerd door Wild et al. (1991a) en liggen in de orde van grootte van tien jaar voor de 10 PAK van VROM, uitgezonderd naftaleen. Dit onderzoek betreft het verloop van PAK gehalten over een langere periode na het opbrengen van zuiveringsslib (zie tabel 2.2). Om deze halfwaardetijden te berekenen zijn de gehalten in de bodem na het opbrengen van zuiveringsslib door Wild et al. (1991a) gereconstrueerd en met een eerste-orde

afbraak vergelijking zijn afbraakconstanten berekend. De halfwaardetijden die hieruit zijn berekend, zijn te vinden in tabel 2.2.



Figuur 2.4 Berekende ranges voor refractaire fracties van de 10 PAK van VROM bij verschillende in-situ experimenten (van de Toorn et al., 1996; van Lierop en de Groot, 1991). Figuur gereconstrueerd uit Kohn (1997).

Tabel 2.2 Gemiddelde in situ halfwaardetijden (Wild en Jones, 1991a,b)

| PAK                  | halfwaardetijd (jaar) |
|----------------------|-----------------------|
| Naftaleen            | <2.0                  |
| Antraceen            | 7.9                   |
| Fenantreen           | 5.7                   |
| Fluoranteen          | 7.8                   |
| Chryseen             | 8.1                   |
| Benzo(k)fluoranteen  | 8.7                   |
| Benzo(a)pyreen       | 8.2                   |
| Benzo(g,h,i)peryleen | 9.1                   |

De gereconstrueerde gehalten na de verspreiding van zuiveringsslib in het onderzoek van Wild et al. (1991 a en b) worden in deze artikelen niet genoemd, maar wel de gemeten gehalten in de bodem op vijf momenten na verspreiden binnen een periode van 20 jaar na het opbrengen van het slib. Ervan uitgaande dat in 1972 (de eerste meting na het opbrengen van slib) de snel afbreekbare fractie van de PAK verdwenen is, zijn deze gegevens te fitten met een eerste-orde vergelijking waarbij de snelheidsconstante van de langzame afbraak van PAK berekend kan worden. De beste

fits voor deze meetgegevens en de betrouwbaarheidsintervallen rond de beste schattingen voor de constanten resulteren in schattingen voor de minimale en maximale halfwaardetijden (zie tabel 2.3)

*Tabel 2.3 Schattingen voor ranges van m.b.v. data Wild et al. (1991b) berekende halfwaardetijden bij resultaten met hoogste R<sup>2</sup>:*

| PAK     | laagste t <sup>1/2</sup> (jaar) | hoogste t <sup>1/2</sup> (jaar) |
|---------|---------------------------------|---------------------------------|
| NAF     | 2                               | 11                              |
| ANT     | 4                               | 20                              |
| FEN     | 4                               | 13                              |
| FLU     | 6                               | 21                              |
| BAA+CHR | 7                               | 40                              |
| BKF     | 6                               | 40                              |
| BAP     | 6                               | 50                              |
| BGP     | 5                               | 50                              |
| SOM PAK | 7                               | 40                              |

## 2.5 Samenvatting

Uit een bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden is naar voren gekomen dat de kwaliteit van de bodem op de meeste locaties onder de streefwaarde voor de som van 10 PAK ligt. Absolute PAK-gehalten zijn in veengronden het hoogst, maar omgerekend naar standaard bodem samenstelling liggen deze gehalten het laagst. De categorieën 'bouwland op zeelei' en 'bouwland op zand' zijn gevoelig voor overschrijdingen van de streefwaarden door een laag organisch stofgehalte. Voor de landbodem in Nederland is het niet duidelijk of de PAK-gehalten op een stabiel niveau liggen, stijgen dan wel dalen. Jones et al. (1989) vinden in Engeland sinds het einde van de vorige eeuw een duidelijke toename van de PAK-gehalten in de bodem. Uit andere historische gegevens uit Engeland is een dergelijke sterke toename minder duidelijk, de meest recente gehalten komen overeen met de PAK-gehalten in de Nederlandse landbouwgronden.

Regionale waterbodems zijn een soort bezinkputje voor PAK. Door de veelal anaërobe omstandigheden breken PAK in de waterbodem niet of nauwelijks af. Uit waterbodemkwaliteitsgegevens blijkt dat een groot deel van de waterbodems kan worden ingedeeld in klasse 2 op basis van het som-10 PAK gehalte. De kans op klasse 2 specie in de regionale wateren bij achtergrondbelasting blijft in de toekomst vrij groot (Kramer et al., 1997). Een beperkte, geleidelijke afname van de achtergrondbelasting zal de kans op het ontstaan van klasse 2 specie niet substantieel doen afnemen.

Wanneer baggerspecie uit regionale wateren op de kant wordt verspreid, is afbraak van PAK mogelijk doordat in de landbodem voldoende zuurstof aanwezig is. Het is echter sterk afhankelijk van de omstandigheden in hoeverre afbraak plaats zal vinden. Hoewel in het laboratorium halfwaardetijden voor verschillende PAK gemeten worden in de grootte-orde van weken tot maanden, lijkt de situatie in het veld minder rooskleurig. Hier liggen de halfwaardetijden eerder in de grootte-orde van decennia, of lijkt het of een deel van de PAK resistent is voor afbraak. Dit

resistente deel is waarschijnlijk binnen de organische matrix gediffundeerd, waardoor de beschikbaarheid sterk afneemt met de contacttijd van de PAK met de matrix. Desorptie van PAK in dergelijke baggerspecie is het beste te beschrijven met een twee-staps vergelijking, waarbij ervan wordt uitgegaan dat er een snelle en een langzame desorptie is. De halfwaardetijd voor de afbraak van de refractaire fractie ligt in de grootte orde van jaren tot decennia.



### 3. MODELSTRUCTUUR

Deze fase van het onderzoek omvat, zoals reeds is genoemd in hoofdstuk 1, een prognose van de landbodempkwaliteit onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Analoog aan de eerste fase van het onderzoek is gekozen voor een modelmatige aanpak waarin relaties en processen op kwantitatieve wijze worden uitgedrukt (Kramer et al., 1997). Om de onzekerheid die inherent is aan het gebruik van modellen te ondervangen, evenals de specifieke onzekerheden voor dit model, wordt een modelanalyse uitgevoerd. Het doel van een modelanalyse is het onderzoeken van het gedrag van een model en de onzekerheden omtrent het model zoveel mogelijk in te perken. Deze modelanalyse bestaat uit een gevoeligheids- en een onzekerheidsanalyse, de kalibratie en de validatie van het model. Deze vier aspecten komen in hoofdstuk 4 aan de orde. In dit hoofdstuk wordt de opzet van de bodemmodule van het model IRIS (Integraal Risico Instrumentarium Sloten) toegelicht. De aannamen, uitgangspunten en de belangrijkste variabelen worden behandeld in paragraaf 3.1, de processen die in de module zijn opgenomen in paragraaf 3.2.

#### 3.1 Variabelen

De bodemmodule van het model IRIS (IRIS-soil) beschrijft een volledig gemengde bodemlaag waar met een bepaalde regelmaat baggerspecie wordt opgebracht. Daarbij wordt uitgegaan van de resultaten van de in de vorige fase van het onderzoek ontwikkelde sedimentmodule van het model IRIS, zonder een directe koppeling te leggen. De mengdiepte van de bodemlaag in de bodemmodule is, afhankelijk van het landgebruik (bouwland of grasland), respectievelijk 30 of 5 cm. Deze mengdiepte blijft constant doordat er een verdwijnterm is voor bodemmateriaal, die per definitie gelijk is aan de aanvoerterm voor bodemmateriaal. Dit betekent dat er niet van wordt uitgegaan dat het perceel door de aanvoer van baggerspecie langzaam aan wordt opgehoogd. Waarschijnlijk zijn in de praktijk de verliestermen voor bodemmateriaal (erosie, afkalving, tarra) zodanig dat het niveau hetzelfde blijft of dat er in sommige delen van Nederland bodemdaling optreedt. De in het model gebruikte perceelbreedte waar baggerspecie op wordt verspreid is vastgesteld op 20 meter, ofwel de maximum breedte waarop klasse 2 specie vanaf de kant van de sloot verspreid mag worden (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993). Er is vanuit gegaan dat de baggerspecie aan één kant van de sloot wordt verspreid. De hoeveelheden baggerspecie die worden opgebracht zijn gelijk aan de gemiddelden van de uitkomsten van IRIS-sediment (Kramer et al., 1997), voor het desbetreffende type sloot (zand, klei en veen).

De vaste fase in de bodem bestaat uit organisch materiaal (OM), fijn anorganisch materiaal kleiner dan 2  $\mu\text{m}$  (IM) en een grovere anorganische fractie (SM). Voor het maken van een prognose van de bodempkwaliteit met betrekking tot PAK is alleen het percentage organisch materiaal van belang. Het onderscheid tussen IM en SM wordt gemaakt omdat het model later ook geschikt moet worden voor het doorrekenen van metalen. Er is van uitgegaan dat de bodemsamenstelling door het opbrengen van baggerspecie niet verandert. Uit de meetgegevens van Van den Toorn et al. (1996) blijkt niet dat het percentage organisch materiaal na het opbrengen van baggerspecie substantieel toe- of afneemt. De vaste fracties worden in het model doorgerekend in gram



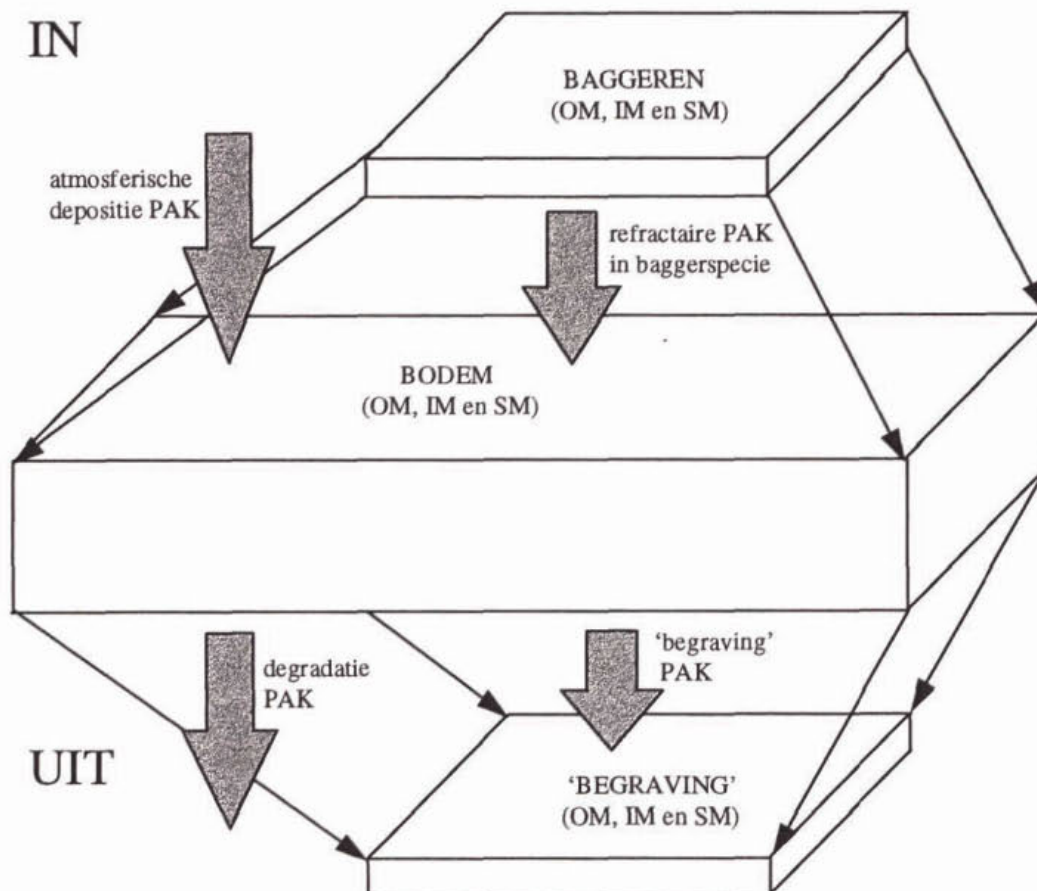
drooggewicht per  $m^2$  (verder aangeduid als  $g_{DW}\cdot m^{-2}$ ). Het model wordt doorgerekend voor de individuele 10 PAK van VROM (zie bijlage II) in gram PAK per  $m^2$  ( $g_{PAK}\cdot m^{-2}$ ). Aangezien voor een prognose op de lange termijn alleen de refractaire fracties van de verschillende PAK van belang zijn, wordt alleen met deze fractie gerekend. Voor de uiteindelijke presentaties wordt omgerekend naar concentraties en gehalten. Hierbij vindt ook een omrekening plaats naar standaard bodemsamenstelling, waarvoor de streef- en interventiewaarden zijn afgeleid. Gehalten PAK bij verschillende typen bodem kunnen door deze omrekening ook eenvoudig met elkaar worden vergeleken (zie bijlage III).

### 3.2 Processen

Aangezien het gaat om een prognose van het PAK-gehalte op de lange termijn, waarbij alleen langzame processen van belang zijn, is er gekozen om te rekenen in tijdstappen van een jaar. Seizoenfluctuaties in processen zijn bij een dergelijke termijn niet van belang. Een ander aspect wat van belang is bij deze keuze is gebrek aan gegevens voor de verschillende processen (met name afbraak van PAK in bodem op lange termijn). Een schematische weergave van de processen in het model is te zien in fig. 3.1.

Uit onderzoek naar de invloed van het opbrengen van baggerspecie (Van den Toorn et al., 1996) blijkt dat een groot deel van de PAK na anderhalf jaar is verdwenen. De ontwikkeling van de PAK-gehalten na het opbrengen van specie is het best te fitten met een twee-staps afbraak, waarbij onderscheid wordt gemaakt in een langzame en een snel afbreekbare fractie (zie §2.4.2). Bij dit onderzoek zijn de verschillende verdwijprocessen niet apart gemeten, zoals bij de meeste onderzoeken m.b.t. in situ degradatie van PAK het geval is. De in de praktijk bepaalde degradatie omvat dus alle verdwijntermen zoals afbraak, vervluchtiging en fotolyse. De snelheid van deze processen hangt sterk samen met de beschikbaarheid van PAK, die veelal sterk geadsorbeerd zijn aan organisch materiaal. De mate van adsorptie is niet alleen voor een groot deel afhankelijk van de verbinding, er zijn tevens sterke aanwijzingen dat organische microverontreinigingen na verloop van tijd sterker geadsorbeerd zijn aan organisch materiaal dan in het begin, het zogeheten aging (Brusseau et al., 1991; Hatzinger en Alexander, 1995; Madsen, 1996; Sandoli et al., 1996). Aging treedt vrij waarschijnlijk ook in de waterbodem op, waar sediment in een periode van 5 tot 20 jaar blijft liggen.

De snelheid van de resultante van verschillende processen die na het verspreiden van specie op de kant plaatsvinden wordt bepaald door het langzaamste proces. De mate waarin verschillende verdwijprocessen optreden is sterk afhankelijk van de mate waarin de verschillende PAK vrij beschikbaar zijn. Vlak na het verspreiden van de specie zal een deel van de PAK niet of niet sterk geadsorbeerd zijn, en dit deel zal relatief snel verdwijnen door biodegradatie, vervluchtiging (voornamelijk bij de kleinere PAK) en fotolyse. Na verloop van tijd zal er steeds minder PAK snel beschikbaar zijn voor deze processen, en zal de snelheid waarmee de sterk geadsorbeerde PAK desorberen bepalend zijn voor de snelheid waarmee de PAK verdwijnen.



*Figuur 3.1 Schematische weergave van de verschillende fluxen in het model IRIS-bodem.*

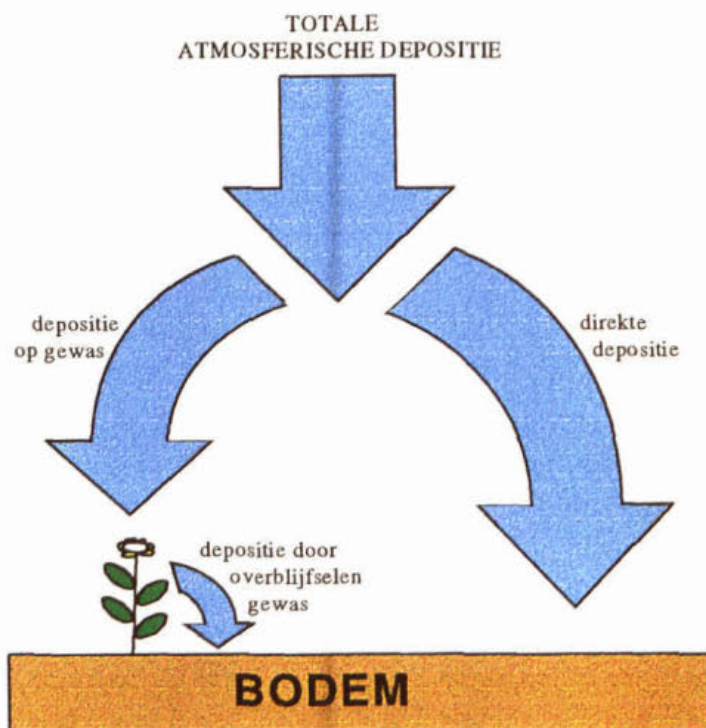
### 3.2.1 Atmosferische depositie

In het landelijk gebied is de belangrijkste belasting van de landbodem met PAK de atmosferische depositie. Dit is in het model gedefinieerd als een belasting in gram per  $m^2$  per jaar. Gegevens omtrent de belasting met PAK via de atmosfeer in Nederland zijn afkomstig van het Laboratorium voor Luchtonderzoek (Van Jaarsveld, 1996) en betreffen modelberekeningen op basis van emissieschattingen. Kalibratie en validatie heeft slechts plaatsgevonden op schaarse metingen van gehalten van enkele PAK in lucht, voornamelijk fluoranteen en benzo(a)pyreen. De gegevens zijn aangeleverd als atmosferische depositie in  $g \cdot ha^{-1} \cdot jaar^{-1}$  per vlak van een halve lengtegraad bij een kwart breedtegraad (ongeveer 50 bij 50 km) voor het gehele Noordzee-gebied. Emissieparameters voor atmosferische depositie zijn afgeleid uit de berekende waarden voor een selectie van een aantal vlakken van het gebied waar Nederland in ligt; 50.75 - 53.5 NB en 3.5-7.5 OL. De emissies zijn voor gebruik in het model omgerekend naar  $g \cdot m^{-2} \cdot jaar^{-1}$ .

PAK is in de lucht voor het grootste deel geadsorbeerd aan fijne deeltjes. Het is vrij waarschijnlijk dat depositie vooral bestaat uit deze deeltjes. Voor zover PAK in de lucht aan relatief snelle afbraakprocessen zoals fotolyse onderhevig is, gaan we ervan uit dat dit reeds heeft plaatsgevonden voordat het op het oppervlak terecht komt. Anders gezegd wordt er in het model vanuit gegaan dat PAK, dat via atmosferische depositie de landbodem belast voor 100% uit refractaire PAK bestaat.

Dit kan een overschatting van de atmosferische depositie betekenen. Andere redenen om voor dit hoge percentage te kiezen komen in paragraaf 4.2 aan de orde.

Het is vrij onwaarschijnlijk dat alle atmosferische depositie ook daadwerkelijk de bodem belast. Een deel zal op de begroeiing terecht komen. PAK zal daar voor een groot deel adsorberen aan de cuticula van planten en kan daardoor in deze cuticula accumuleren gedurende de groeiperiode. Op bouwland en grasland wordt een deel van de begroeiing afgevoerd door oogsten, maaien of begrazing. Een deel van de begroeiing zal achterblijven en afbreken, waardoor ook de PAK in het systeem achterblijft. Simonich en Hites (1995) gaan er voor Noord-Amerika van uit, dat 100% van de depositie die op de vegetatie terecht komt, uiteindelijk in de bodem terecht komt, maar dat is voor land met een agrarische bestemming niet waarschijnlijk. Om een dergelijke verdeling voor de atmosferische depositie te simuleren, worden drie parameters gebruikt: de fractie van de depositie die direct op de bodem terecht komt, de fractie die op het 'gewas' (gras bij grasland) terecht komt en de fractie die door het achterblijven van de overblijfselen van het 'gewas' of door afspoeling toch in de bodem terecht komt. Deze factoren zijn voor bouwland en grasland verschillend, op bouwland zal bijvoorbeeld verhoudingsgewijs minder gewas achterblijven dan op grasland. De verdeling van de atmosferische depositie is schematisch uitgebeeld in figuur 3.2.



*Figuur 3.2 Schematische verdeling van de atmosferische depositie over gewas en bodem.*

### 3.2.2 Degradatie

De ontwikkeling van de PAK-gehalten op de korte termijn in de landbodem na het opbrengen van baggerspecie is door Van den Toorn et al. (1996) onderzocht. Uit hun gegevens blijkt dat een groot

deel van de verschillende PAK binnen 300 dagen voor het grootste deel is verdwenen. In het intermezzo (fig. 3.3) wordt een voorbeeld gegeven van de ontwikkeling van de gehalten benzo(a)antracene tijdens dat onderzoek. Hieruit blijkt duidelijk dat de gehalten tussen 200 en 300 dagen na het opbrengen van baggerspecie op een stabiel niveau terechtkomen. Dit is waarschijnlijk een evenwichtssituatie tussen de degradatie van benzo(a)antracene en de achtergrondbelasting. De meetgegevens kunnen het beste worden gefit met een tweede-orde afbraakvergelijking (oranje lijn), waarbij onderscheid wordt gemaakt in een snelle en een langzaam afbreekbare fractie. Uit de grafiek wordt duidelijk dat ongeveer de helft van de hoeveelheid benzo(a)antracene refractair (langzaam afbreekbaar) is. Deze fracties kunnen voor de verschillende PAK sterk variëren, waarbij de PAK met 2 of 3 ringen voor een kleiner deel (10-20%) refractair zijn dan de PAK met meer ringen (tot meer dan 90%). De situatie na 300 dagen lijkt goed te worden beschreven door de rode lijn, de degradatie van de refractaire fractie.

De snel afbreekbare fractie (het deel dat wordt ingesloten tussen de rode en de oranje lijn) is eigenlijk voor het doen van een prognose van het PAK-gehalte op de lange termijn niet van belang omdat deze geen structurele verhoging van het PAK-gehalte tot gevolg zal hebben. Daarom is ervoor gekozen alleen te rekenen met de fractie langzaam afbreekbare PAK (refractaire fractie), waarbij de snelheidsbepalende stap waarschijnlijk de langzame desorptie van PAK is. In het model komt daarom als het ware alleen het refractaire deel van de verschillende PAK in de bodem terecht. Het verloop van de gehalten van de refractaire fracties van de verschillende PAK is vergelijkbaar met het verloop van het gehalte refractair benzo(a)antracene zoals weergegeven in de tweede grafiek van het intermezzo. Voor eventuele effecten van PAK in de landbodem is de snel afbreekbare fractie wel van belang. Dit komt in een vervolgproject aan de orde (Beurskens, 1997).

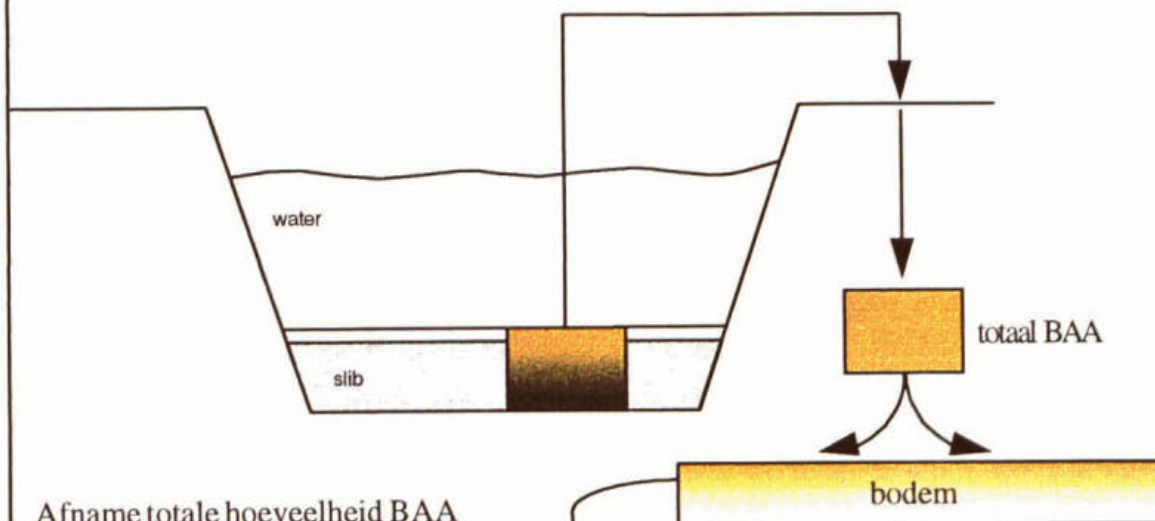
### 3.2.3 Specieverspreiding

Het baggeren is opgenomen als het eens per tien jaar opbrengen van een bepaalde hoeveelheid specie die instantaan over de gedefinieerde 'bodembak' verspreid en ermee gemengd wordt. Deze bodembak is gedefinieerd per strekkende meter sloot en is 20 meter breed en 5 of 30 cm diep (respectievelijk voor gras- of bouwland). Er wordt vanuit gegaan dat er per strekkende meter sloot van 2 meter breed, gemiddeld 20 (voor zand- en kleislotten) of 30 cm (voor veensloten) waterbodembodem effectief verwijderd wordt. Deze sedimentdikten zijn de gemiddelde uitkomsten van de simulaties met de module IRIS-sediment. Er wordt hierbij tevens uitgegaan van het opbrengen van de specie aan één zijde van de sloot. Dit geldt dan voor iedere keer dat specie over de slootkant verspreid wordt, waarbij is aangenomen dat vaak maar aan één zijde van de sloot een mogelijkheid is om baggerwerkzaamheden uit te voeren (weg o.i.d.).

In de praktijk zit er enige tijd tussen het feitelijke baggeren en het verspreiden en onderwerken van het materiaal. In de periode dat de baggerspecie nog niet verspreid en ondergewerkt is droogt deze vooral in. De processen die in die tijd anders verlopen en van invloed zijn op het PAK-gehalte betreffen waarschijnlijk vooral de fractie PAK die relatief snel afbreekt of anderszins verdwijnt. Er is geen reden om aan te nemen dat deze periode een grote invloed heeft op de afbraak van de refractaire PAK. Het is niet waarschijnlijk dat de bodem per saldo aangroeit door het opbrengen

**Intermezzo**

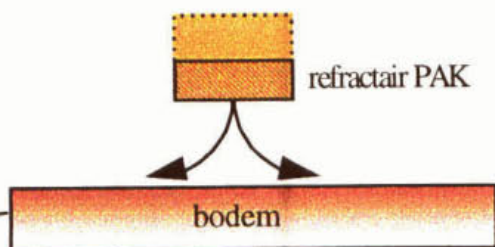
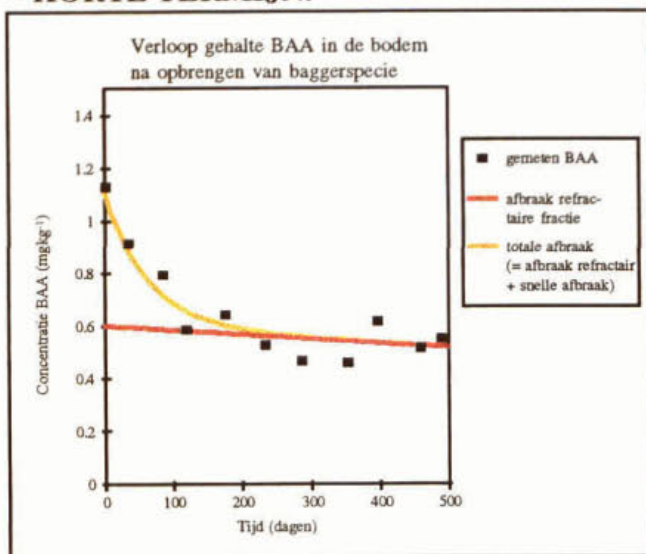
Alleen refractaire fractie van belang voor gehalten op de lange termijn: voorbeeld ahv BAA



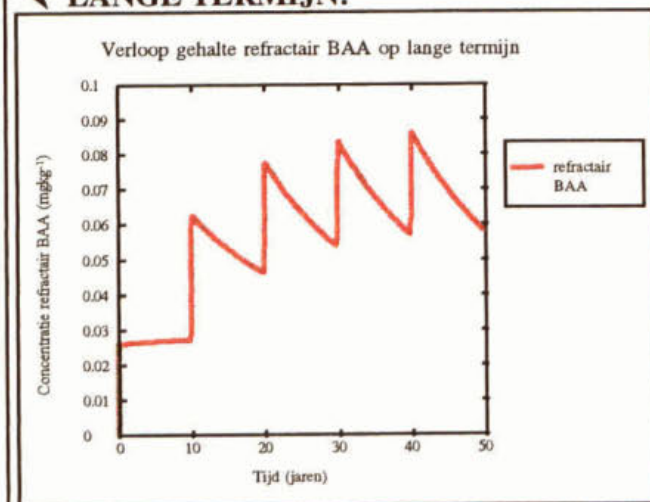
Afname totale hoeveelheid BAA volgens oranje lijn (twee-staps afbraak)

Zekere hoeveelheid BAA binnen 300 dagen verdwenen, daarna alleen afbraak refractair gebonden fractie volgens roestbruine lijn. Deze fractie voor gehalte lange termijn van belang.

**KORTE TERMIJN:**



**LANGE TERMIJN:**



In model wordt daarom alleen refractaire fractie meegenomen.

Op lange termijn (50 jr.) en bij eens in 10 jr specie verspreiden, verloop berekend gehalte refractair BAA als in figuur hiernaast weergegeven met roestbruine lijn.

**Figuur 3.3** Intermezzo twee-staps afbraak van PAK na het op de kant zetten van baggerspecie, uitgelegd aan de hand van een voorbeeld voor benzo(a)antracene..

van baggerspecie dus de dimensies van de bodembak moeten hetzelfde blijven na het baggeren. Er is da\*arom een begravingsterm gedefinieerd die per definitie hetzelfde is als de hoeveelheid droge stof die met de baggerspecie wordt aangevoerd (zie §3.2.4). Een schematische uitleg van deze fluxen is te vinden in figuur 3.1.

De hoeveelheid PAK die door het opbrengen van baggerspecie in de bodem terechtkomt is logischerwijze afhankelijk van het som 10 PAK gehalte in deze baggerspecie. Dit PAK gehalte in de specie wordt vastgesteld uitgaande van verschillende scenario's (zie §3.3). Alle processen worden echter voor de individuele PAK doorgerekend. De gehalten van de individuele PAK worden derhalve uitgerekend aan de hand van fracties die het aandeel van de verschillende PAK in de som van de 10 aangeven (zie bijlage IV). Deze fracties zijn gebaseerd op veldgegevens m.b.t. de samenstelling van de specie. De som van de tien fracties voor de verschillende PAK moet vanzelfsprekend altijd 1 zijn. Bij Monte Carlo simulaties worden trekkingen uitgevoerd uit een range van waarden voor deze fractie bij iedere individuele PAK. Hierdoor zal de som van de fracties niet meer gelijk zijn aan 1. Om dit probleem op te lossen wordt in het model een correctie uitgevoerd. Hiertoe worden de ingelezen fracties eerst opgeteld, waarna ze worden herberekend door te delen op de som ervan (zie vergelijking 3.1).

$$frPAKGebruik[i] = \frac{frPAKIngelezen[i]}{\sum_{i=1}^{10} frPAKIngelezen[i]}$$

*Vergelijking 3.1      Herberekening fractie van een PAK die het aandeel van die PAK in de som van de 10 aangeeft.*

### 3.2.4 Begraving

Er is een begravingsterm gedefinieerd die per definitie hetzelfde is als de hoeveelheid droge stof die met de baggerspecie wordt aangevoerd, om de dimensies van de bodembak na het verspreiden van baggerspecie hetzelfde te houden als ervoor. Feitelijk zal een deel van het bodemmateriaal gedurende de perioden tussen het baggeren op verschillende andere manieren verdwijnen (verwaaiing, afkalving, tarra). De hoeveelheid PAK die door begraving verdwijnt is afhankelijk van het gehalte PAK in de bodem voor het opbrengen van de baggerspecie.

### 3.3 Baggerscenario's

De categorieën voor landbouwkundig bodemgebruik die zijn doorgerekend, zijn overgenomen uit het onderzoek van Lagas en Groot (1996) zodat deze gegevens als kalibratiedata zijn te gebruiken. Bij dat onderzoek zijn de monsters van grasland genomen met een graslandboor, waarbij alleen de bovenste 5 cm. wordt bemonsterd. Bij bouwland is steeds de bovenste 30 cm. bemonsterd. Ten behoeve van de kalibratie en validatie van het model zijn deze mengdiepten voor grasland en bouwland gehanteerd bij de modelberekeningen. Afhankelijk van het landgebruik wordt baggerspecie op verschillende manieren ondergewerkt. Zo is het op grasland heel gebruikelijk dat de specie wordt uitgesleept over het perceel, waarbij de specie

het opbrengen van specie geploegd, waarbij menging optreed met de bovenste 25 tot 30 cm van de landbodem. Grasland op zand is een uitzondering, aangezien dit eens in de 4 tot 20 jaar (gemiddeld eens in de 10 jaar) wordt gescheurd (persoonlijke mededeling van der Plicht, 1997). Hierbij wordt de landbodem gemengd over een diepte van 10 tot 20 cm.

De categorie grasland op zand wordt niet als aparte categorie meegenomen omdat het te diep gemengd wordt met de ondergrond. Het is daarom vrij waarschijnlijk dat de berekende landbodemkwaliteit hoger uitkomt dan bij de metingen van Lagas en Groot (1996), aangezien bij een aantal monsterpunten verdunning kan zijn opgetreden door het mengen over een grotere diepte dan de aangenomen 5 cm. door scheuren. Een vergelijking van berekende met gemeten gehalten (validatie van het model) is daardoor niet goed mogelijk.

De samenstelling van de opgebrachte baggerspecie wordt gelijk verondersteld aan de samenstelling van de landbodem waar het wordt opgebracht. Uit het vorige deel van dit onderzoek (Kramer et al., 1997) bleek dat de samenstelling van de waterbodem sterk gerelateerd is aan de samenstelling van de landbodem in de omgeving. De percentages organisch materiaal, lutum en grof anorganisch materiaal van de landbodem bij verschillende categorieën uit het onderzoek van Lagas en Groot zijn als uitgangspunt gekozen (zie tabel 3.1), omdat door het model berekende gehalten in de landbodem hierop zijn gekalibreerd en gevalideerd.

*Tabel 3.1 Kenmerken categorieën landbouwkundig bodemgebruik die voor de modelberekeningen zijn meegenomen.*

| Categorie        | %OM | %IM | %SM | range porositeit | mengdiepte (cm) |
|------------------|-----|-----|-----|------------------|-----------------|
| Bouwland op zand | 5   | 5   | 90  | 0.40 - 0.50      | 30              |
| Bouwland op klei | 2   | 20  | 78  | 0.45 - 0.52      | 30              |
| Grasland op klei | 10  | 20  | 70  | 0.45 - 0.52      | 5               |
| Grasland op veen | 25  | 25  | 50  | 0.60 - 0.75      | 5               |

Er is gekozen voor een vijftal verontreinigingsniveaus van baggerspecie (baggerscenario's), waarbij klasse 2 baggerspecie centraal staat. Hiertoe zijn zekere gehalten in de specie bij standaard bodemsamenstelling gekozen, welke voor de landbodem/ landgebruik categorieën verschillende absolute som-10 PAK gehalten inhouden door de verschillen in organisch stof gehalte tussen de categorieën (zie tabel 3.2). Er treedt geen kwaliteitsverbetering op van de specie, deze blijft elke keer dat er specie wordt verspreid dezelfde kwaliteit. Er zijn twee klasse 2 baggerspecie-scenario's gekozen, namelijk 1 en 5 mg·kg<sup>-1</sup> bij standaard bodemsamenstelling. Daarnaast is nog één klasse 0 en twee klasse 3-scenario's opgenomen, respectievelijk voor som-10 PAK gehalten in de baggerspecie van 0,5, 10 en 15 mg·kg<sup>-1</sup> bij standaard bodemsamenstelling. De hierboven genoemde gehalten geven het totale som-10 PAK gehalte aan, wat zowel de snel als de langzaam afbreekbare fractie omvat. De refractaire fracties voor de verschillende PAK worden in het model berekend. Met de gekozen scenario's is dus goed weer te geven wat het effect zal zijn van het toestaan van het verspreiden van klasse 2 baggerspecie, op basis van het voor standaardbodemsamenstelling gecorrigeerde som-10 PAK gehalte, op het som-10 PAK gehalte in de landbodem. Naast de vijf baggerscenario's

klasse 2 baggerspecie, op basis van het voor standaardbodemsamenstelling gecorrigeerde som-10 PAK gehalte, op het som-10 PAK gehalte in de landbodem. Naast de vijf baggerscenario's is ook een scenario meegenomen waarbij geen baggerspecie wordt opgebracht ('achtergrondbelasting' of 'geen specie'), en de landbodem dus alleen wordt beïnvloed door de atmosferische depositie.

*Tabel 3.2 Absolute gehalten in de opgebrachte baggerspecie voor de verschillende categorieën, uitgaande van baggerscenario's die zijn gebaseerd op bepaalde som-10 PAK gehalten in de waterbodem bij standaardbodemsamenstelling. Het percentage OM is voor de baggerspecie en de landbodem gelijk.*

| Categorie        | %OM | Absoluut<br>gehalte<br>bij 0.5<br>mg·kg <sup>-1</sup><br>stb | Absoluut<br>gehalte<br>bij 1.0<br>mg·kg <sup>-1</sup><br>stb | Absoluut<br>gehalte<br>bij 5.0<br>mg·kg <sup>-1</sup><br>stb | Absoluut<br>gehalte<br>bij 10<br>mg·kg <sup>-1</sup><br>stb | Absoluut<br>gehalte<br>bij 15<br>mg·kg <sup>-1</sup><br>stb |
|------------------|-----|--|--|--|---|---|
| Bouwland op zand | 5   | 0.25   | 0.50   | 2.5  | 5.0   | 7.5   |
| Bouwland op klei | 2   | 0.10   | 0.20   | 1.0  | 2.0   | 3.0   |
| Grasland op klei | 10  | 0.50   | 1.00   | 5.0  | 10.0  | 15.0  |
| Grasland op veen | 25  | 1.25   | 2.50   | 12.5   | 25.0  | 37.5  |

### 3.4 Samenvatting

Het model IRIS-soil beschrijft een 'bodembak' waar eens in de tien jaar baggerspecie met een bepaald som-10 PAK gehalte op wordt gebracht. Verondersteld is dat de samenstelling van de bodem door het opbrengen van baggerspecie niet verandert. Het model wordt doorgerekend voor de individuele 10 PAK van VROM. Aangezien voor een prognose op de lange termijn alleen de refractaire fracties van de verschillende PAK van belang zijn, wordt alleen met deze fractie gerekend. Uit onderzoek bleek namelijk dat een groot deel van de PAK binnen een jaar was verdwenen (Van den Toorn et al., 1996). De fractie die overblijft is moeilijker beschikbaar voor degradatie omdat het beschikbaar komen van die fractie afhankelijk is van diffusie van stoffen uit de organische matrix. Atmosferische depositie, afbraak, specieverspreiding en begraving zijn als processen in IRIS-soil meegenomen. Afbraak omvat alle processen waardoor de hoeveelheid refractaire PAK in de bodem kan afnemen. De 'bodembak' waarover de specie verspreid wordt is gedefinieerd per strekkende meter sloot en is 20 meter breed en 5 (voor grasland) of 30 (voor bouwland) centimeter diep. Uitgangspunt is dat de specie instantaan met de bodembak gemengd wordt en dat een zelfde hoeveelheid droge stof die met de specie wordt opgebracht door begraving verdwijnt. De hoeveelheid PAK die door begraving uit de bodembak verdwijnt is afhankelijk van het gehalte in de bodem voor het opbrengen van specie.



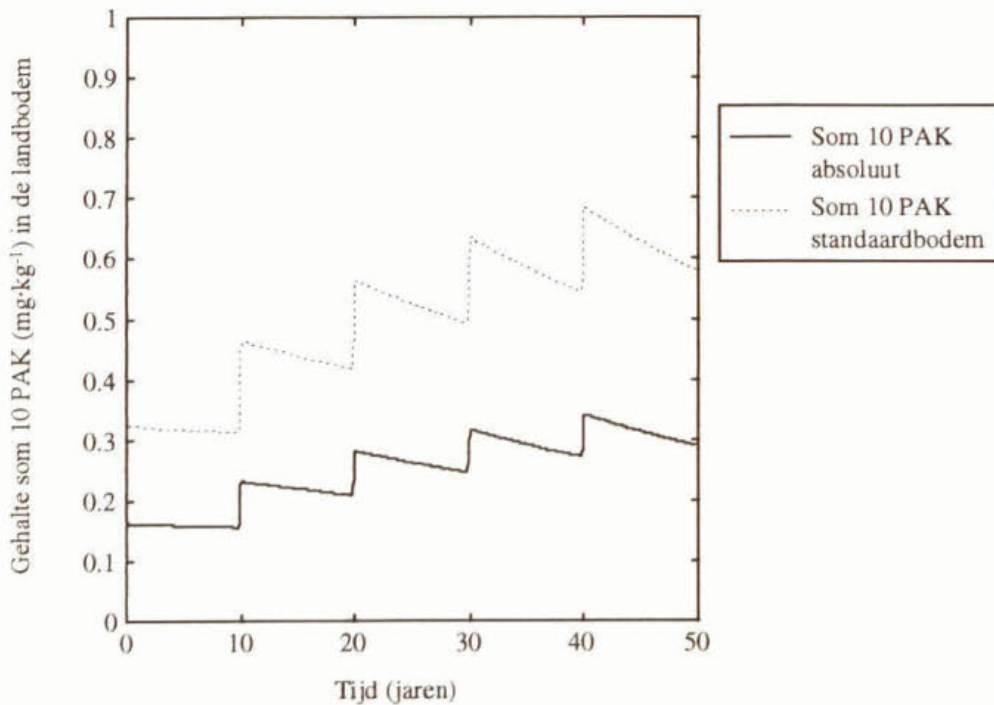


#### 4. MODELANALYSE

De modelanalyse heeft tot doel het gedrag van een model te onderzoeken en de onzekerheden omtrent het model zoveel mogelijk in te perken. Door lacunes in kennis met betrekking tot processen en de daarbij benodigde parameters, de initiële condities, de historie van het systeem en een gebrek aan gegevens ontstaat onzekerheid in modellen. Stochastisch gedrag in het veld en de fouten in meten en rekenen zijn ook factoren die de onzekerheid beïnvloeden. In het model IRIS-soil is uitgegaan van probabilistische modellering. In tegenstelling tot deterministische modellen, die één antwoord op een bepaald moment leveren, nemen probabilistische modellen de onzekerheden mee in de modeluitkomsten. Met behulp van Monte-Carlo simulaties wordt een verdeling van de modeluitkomsten verkregen door per simulatie voor onzekere parameters waarden uit een range te trekken. Hierdoor ontstaan, in tegenstelling tot bij deterministische modellen, verdelingen van de modeluitkomsten waarmee risicoanalyses kunnen worden uitgevoerd (Traas et al, 1994; Kramer et al., 1994). Om niet meteen alle parameters als onzeker mee te nemen, wordt eerst een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hiermee kunnen het aantal onzekere parameters worden ingeperkt tot parameters waar de belangrijkste modeluitkomsten gevoelig voor zijn. Bij de modelkalibratie worden de verdelingen van de variabelen vergeleken met veldgegevens. Zo nodig worden de parameterranges of waarden bijgesteld. De gevoeligheidsanalyse van IRIS-soil komt in §4.1 aan de orde, de modelkalibratie in §4.2.

Bij Monte-Carlo simulaties komt het er op neer dat het model een groot aantal keren gerund wordt. Het verloop van het refractaire som-10 PAK gehalte vertoont bij elke run een zaagtand zoals in figuur 5.1 is te zien voor bouwland op zand waar specie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht. Een dergelijke grafiek is ook reeds in figuur 3.3. voor benzo(a)antracene te zien. Het som-10 PAK gehalte is in het begin vrij constant, totdat er baggerspecie op het perceel wordt gebracht, waardoor een grote hoeveelheid PAK door de landbodem wordt gemengd. Het gestandaardiseerde som-10 PAK gehalte ligt een factor 2 boven het absolute som-10 PAK gehalte, omdat er bij bouwland op zand 5% organisch materiaal aanwezig is. Omgerekend naar standaardbodemsamenstelling (10% OM), ligt het som-10 PAK gehalte dus een factor 5/10 hoger. Hierdoor ontstaat een grote piek in het refractaire som-10 PAK gehalte. Het feitelijke som-10 PAK gehalte zal op dat moment veel hoger liggen, omdat er dan nog een snel afbreekbare fractie aanwezig is (zie fig. 3.3). Deze is echter binnen een jaar verdwenen. Na het opbrengen van baggerspecie neemt het refractaire som-10 PAK gehalte geleidelijk af tot de volgende keer dat er baggerspecie wordt opgebracht. Zo wordt er in een periode van 50 jaar vier keer baggerspecie opgebracht.

Het is van belang informatie te verzamelen over de kwaliteit van de landbodem op een cruciaal moment, namelijk het som-10 PAK gehalte na 50 jaar voor het moment dat er opnieuw specie wordt opgebracht. In figuur 5.2 worden verdelingen weergegeven voor het som-10 PAK gehalte op dat moment voor een aantal baggerscenario's. Het nadeel van het weergeven van een aantal histogrammen in één figuur is dat wanneer verdelingen een sterke overlap vertonen,



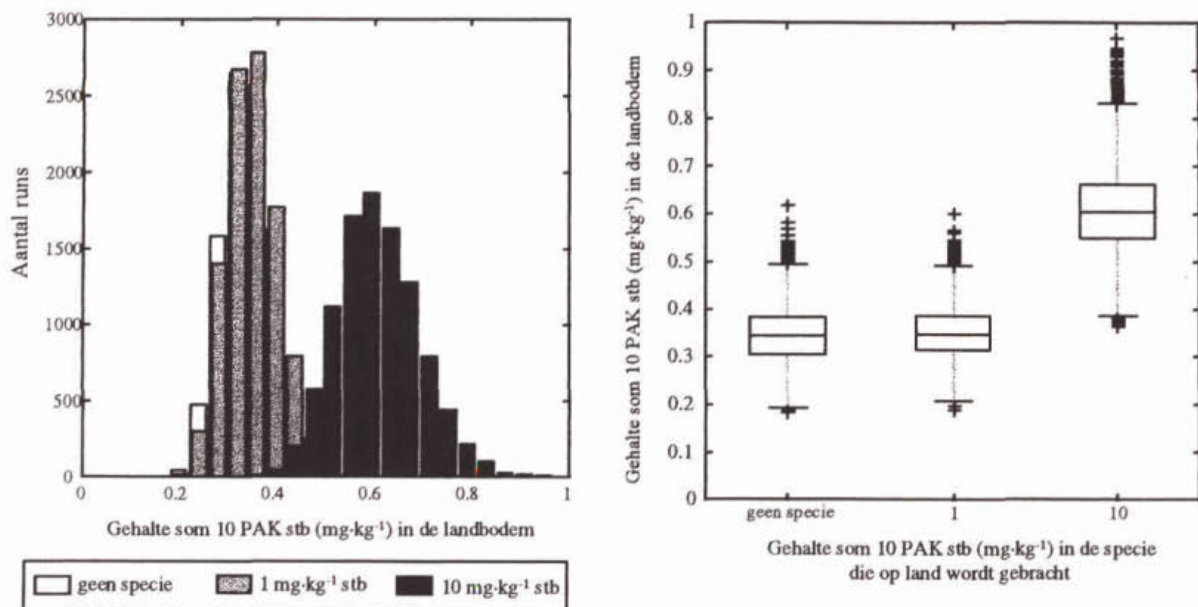
*Figuur 4.1 Verloop van absoluut en naar standaardbodem omgerekend som-10 PAK gehalte in de tijd. Nominale run voor bouwland op zand, die ook voor de voorbeelden bij gevoeligheidsanalyse is gebruikt.*

er informatie verloren gaat (zie 'geen specie' en ' $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ '). Het is overzichtelijker deze informatie weer te geven in boxplots. Het wordt dan ook duidelijker wat de mediaan is (de streep in de box) en waarbinnen 50% van de berekende waarden vallen (de grenzen van de box). De grenzen van de box markeren het 25<sup>e</sup> en 75<sup>e</sup> percentiel. De waarden die binnen 1.5 keer de lengte van de box liggen zijn aangegeven door de horizontale lijnen. Outliers worden weergegeven door het +-teken. De y-as van een boxplot is eigenlijk de x-as van het histogram.

Na kalibratie van het model op bepaalde situaties, is er voor IRIS-soil een beperkte mogelijkheid tot validatie. Bij de validatie worden de resultaten van Monte-Carlo simulaties vergeleken met de ranges van een meer uitgebreide set waarnemingen. Zowel bij de gevoeligheidsanalyse als de kalibratie zijn simulaties van 90 jaar gedraaid. Dit moet niet worden gezien als een berekening over een periode van 90 jaar, maar de lange periode is alleen gebruikt om van initiële condities te komen tot een stabiel niveau, wat als uitgangspunt voor de huidige situatie wordt beschouwd. Alleen van de huidige situatie zijn namelijk meetgegevens beschikbaar.

#### 4.1 Gevoeligheidsanalyse

Een gevoeligheidsanalyse dient om in te schatten welke parameters in belangrijke mate het modelsysteem sturen en daarmee van grote invloed zijn op de modeluitkomsten. Het al dan niet gevoelig zijn van een bepaalde parameter is echter niet het enige criterium om voor die parameter een range te gebruiken. Hiervoor moet een afweging worden gemaakt op drie criteria, namelijk of de parameter gevoelig is, of deze inderdaad ook onzeker is en of deze parameter het gedefinieerde systeem niet te sterk beïnvloedt. Het is namelijk van belang dat in



**Figuur 4.2** Frequentieverdeling van Monte-Carlo simulaties voor bouwland op zand, bij drie baggerscenario's: het scenario 'geen specie' en de scenario's waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van 1 en 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  is opgebracht.

een zekere mate het systeem afgebakend blijft, zodat kalibratie van het model mogelijk blijft. De beslissystematiek om eventueel tot het gebruik van een range voor een bepaalde parameter te komen is schematisch weergegeven in tabel 4.1. Wanneer er redelijk eenduidige waarden voor parameters te vinden zijn en deze dus niet of nauwelijks onzeker te noemen zijn (categorie A), dan kan een range geheel achterwege blijven. Bij parameters die alleen heel onzeker (categorie B) zijn, bijvoorbeeld wanneer er in de literatuur of uit data geen waarden voor te vinden zijn of als die een grote spreiding aangeven, wordt een grote range aangehouden. Wanneer dergelijke parameters het gedefinieerde systeem beïnvloeden (categorie C), moet deze range wat minder ruim worden opgesteld of er moet geen range worden gebruikt, afhankelijk van hoe sterk het systeem beïnvloed wordt. Voor parameters die gevoelig en ook onzeker zijn, maar die het systeem niet beïnvloeden (categorie D), wordt een range opgesteld afhankelijk van gevonden waarden. Wanneer deze parameters het systeem beïnvloeden (categorie E), moet de gekozen range weer afhankelijk zijn van de mate waarin het systeem beïnvloed wordt. De onzekerheid van verschillende parameters, met name uit categorie B, kan sterk worden ingeperkt door een modelkalibratie.

**Tabel 4.1** Systematiek om tot ranges te komen voor verschillende parameters afhankelijk van de mate waarin ze het systeem beïnvloeden, gevoelig of onzeker zijn.

| Categorie | Onzeker | Gevoeligheid variabelen | Gevoeligheid systeem | Range                   |
|-----------|---------|-------------------------|----------------------|-------------------------|
| A         | -       | +/-                     | +/-                  | geen                    |
| B         | +       | -                       | -                    | groot                   |
| C         | +       | -                       | +                    | klein of geen           |
| D         | +       | +                       | -                    | afhankelijk onzekerheid |
| E         | +       | +                       | +                    | klein of geen           |

Allereerst is er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd op alle parameters. Hiertoe zijn de modelparameters één voor één met 1% opgehoogd, waarna weer één simulatie werd gedraaid. Met behulp van multiële regressie in SPSS is af te leiden hoe gevoelig het som-10 PAK gehalte is voor het ophogen van een bepaalde parameter. Wanneer het veranderen van een bepaalde parameter relatief een grote verandering van het som-10 PAK-gehalte tot gevolg heeft, is er sprake van een gevoelige parameter. De refractaire fracties van de individuele PAK in de atmosferische depositie zijn vrij gevoelige parameters, evenals de fractie van de atmosferische depositie die op de bodem of op het gewas terecht komt, de mengdiepte, de porositeit en de dichtheid van lutum, organisch materiaal en de zandige fractie.

Voor de dichtheden van lutum, organisch materiaal en zandig materiaal zijn duidelijke waarden te vinden in Locher en de Bakker (1987). Deze parameters zijn dus niet onzeker en kunnen hierdoor worden ingedeeld in categorie A. In Locher en de Bakker (1987) is ook te vinden dat de porositeit voor verschillende gronden kan variëren tussen bepaalde waarden, welke onder andere afhankelijk is van het organisch stof gehalte. Porositeit is daarmee een gevoelige en onzekere parameter (categorie D) en daarom wordt er een range afgeleid uit de gegevens die in Locher en de Bakker (1987) te vinden zijn. De mengdiepte van de grond is afhankelijk van het type landgebruik en is op bepaalde waarden gesteld omdat anders de vergelijkbaarheid met de schaarse kalibratiegegevens vrijwel onmogelijk zou zijn. Hierdoor is de mengdiepte een parameter die in categorie E valt en het systeem in een dergelijke mate beïnvloedt dat er geen range voor wordt opgesteld. De refractaire fracties van de individuele PAK in de atmosferische depositie zijn meegenomen bij de modelkalibratie, en kwamen daarbij uit op de hoogst mogelijke waarden voor deze parameters, namelijk 1 (=100% refractair). De fracties van de atmosferische depositie die respectievelijk direct op de bodem of op het gewas terecht komen zijn ook bij de modelkalibratie meegenomen. Zie voor het behandelen van deze categorie D-parameters verder § 4.2.

Belangrijke onzekere parameters zijn de atmosferische depositie van de individuele PAK en de afbraakconstanten van de refractaire fracties van deze PAK. De modeluitkomsten zijn minder gevoelig voor deze parameters (tussen categorie D en B) dan de hierboven genoemde gevoelige parameters, maar ze zijn door de grote onzekerheid omtrent deze parameters wel als onzekere parameters bij de berekeningen meegenomen. Parameters waarvoor de modeluitkomsten nauwelijks gevoelig zijn, maar die wel erg onzeker zijn (categorie B), zijn de fracties van de individuele PAK in de som van de 10 PAK en de fracties van die individuele PAK die refractair zijn. Aangezien bij deze laatste twee groepen van parameters helemaal geen gepubliceerde gegevens als houvast te vinden waren en berekende waarden (met behulp van beschikbare data) voor deze parameters op een grote variatie duiden (zie figuur 2.4), zijn ze bij de berekeningen wel als onzeker meegenomen. De mate van beïnvloeding van belangrijke modeluitkomsten door enkele parameters is nader uitgewerkt in tabel 4.2 en 4.3. Hiervoor is het scenario gebruikt waarbij baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  op bouwland op zand wordt gebracht. Een voorbeeld van de nominale run is te zien in figuur 4.1.

**Tabel 4.2** Gevoeligheid van enkele modelvariabelen voor verschillende parameters bij bouwland op zand, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht. Bij elke parameter staat de nominale waarde tussen haakjes weergegeven.

|   | dichtheid bodem<br>( $\rho$ in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) | $\Sigma$ 10 PAK abs<br>( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | $\Sigma$ 10 PAK std<br>( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |
|---|--|---|---|
| nominaal  | 1400   | 0.147   | 0.296   |
| mengdiepte (0.30 m)   |  |   |   |
| 0.05  | 1400   | 0.748   | 1.496   |
| 0.10  | 1400   | 0.388   | 0.776   |
| 0.20  | 1400   | 0.208   | 0.416   |
| 0.40  | 1400   | 0.118   | 0.236   |
| 0.50  | 1400   | 0.100   | 0.200   |
| percentage OM (5)   |  |   |   |
| 2   | 1435   | 0.145   | 0.726   |
| 10  | 1349   | 0.153   | 0.153   |
| 15  | 1301   | 0.157   | 0.105   |
| porositeit (0.45)   |  |   |   |
| 0.40  | 1529   | 0.138   | 0.276   |
| 0.50  | 1274   | 0.160   | 0.320   |
| fractie directe atm. dep. (0.8, fractie atm. dep. op plant = 0.2) |  |   |   |
| 1.0 (0.0)   | 1400   | 0.171   | 0.342   |
| 0.6 (0.4)   | 1400   | 0.125   | 0.250   |
| fractie geoogst gewas (0.8)                                       |  |   |   |
| 1.0   | 1400   | 0.142   | 0.284   |
| 0.6   | 1400   | 0.154   | 0.307   |

Uit tabel 4.2 blijkt duidelijk dat de mengdiepte van grote invloed is op de som-10 PAK gehalten in de bodem. Bij de voorbeelden die vermeld staan in deze tabel is echter de gemiddelde afbraak gelijk gehouden, wat een onwaarschijnlijke aanname is. Er is bewust gekozen voor vaste waarden voor deze parameter in verband met de schaarse mogelijkheden tot kalibratie en validatie van het model. Bij deze data wordt er min of meer uitgegaan van een mengdiepte van 5 cm bij grasland en 30 cm bij bouwland. De categorie grasland op zand wordt bij de analyses verder niet meegenomen omdat hier regelmatig geploegd wordt, en de bodem daarbij gemengd wordt over een diepte van 30 cm. De aanname van 5 cm zou in dat geval niet juist zijn. Deze categorie wordt echter wel gebruikt voor de kalibratie van het model voor grasland, met als aanname dat bij de beschikbare meetgegevens geen percelen zijn meegenomen waar regelmatig geploegd wordt. Voor het geven van een algemeen beeld van gras op zand waar eens per tien jaar baggerspecie wordt opgebracht is een mengdiepte van 5 cm niet realistisch (pers. mededeling van der Plicht en Baks, 1996).

Voor organisch materiaal, lutum en grof anorganisch materiaal worden in het model IRIS-soil vaste percentages voor de verschillende bodem-landgebruik categorieën gehanteerd. Het implementeren van de mogelijkheid voor variabele gehalten OM, IM en SM zou het model waarschijnlijk onnodig ingewikkelder maken. Uit de gevoeligheidsanalyse van alle parameters blijkt dat deze percentages m.b.t. absolute PAK gehalten niet bij de gevoelige parameters horen. Uit tabel 4.2 komt dit eveneens naar voren. De percentages organisch materiaal die horen bij de kalibratiegegevens voor

bouwland op zand vallen ruim tussen 2 en 10 %, met een gemiddelde van 5%. Een verandering van het percentage lutum of grof organisch materiaal zal in het geheel geen effect hebben op het gehalte som-10 PAK, aangezien het geen effect heeft op de dichtheid van de bodem. Bij een verandering van het percentage organisch materiaal verandert de dichtheid van de bodem, omdat organisch materiaal een lagere dichtheid heeft dan de minerale fractie. Dezelfde hoeveelheid PAK wordt daardoor over een andere massa droge stof verdeeld en daarom verandert het gehalte. De porositeit beïnvloedt ook de dichtheid van de bodem en daardoor het gehalte PAK. Deze parameter is onbekend bij de kalibratiedata, en het lijkt waarschijnlijk dat ze een variatie vertonen in de orde van grootte zoals door Locher en de Bakker is aangegeven (zie tabel 4.2 en bijlage IV voor de gebruikte (ranges van) waarden voor parameters).

De fractie van de atmosferische depositie die direct op de bodem terecht komt is een vrij gevoelige parameter (zie tabel 4.2). De fractie van de atmosferische depositie die op het gewas terechtkomt is gelijk aan 1 min de fractie atmosferische depositie die direct op de bodem komt. Wanneer 100% van de atmosferische depositie direct op de bodem terechtkomt, gaan de gehalten omhoog, bij een verlaging gaan de gehalten PAK omlaag. Het is onwaarschijnlijk dat alle atmosferische depositie op den duur op de bodem terechtkomt. Dit zou betekenen dat er niets bij het oogsten met het gewas wordt verwijderd en dus alle planten in het systeem blijven. De directe depositie zal waarschijnlijk ook niet minder dan 60% zijn, want dit zou betekenen dat buiten het groeiseizoen alle depositie uiteindelijk in de bodem terechtkomt, en dat de bedekkingsgraad met gewas in het groeiseizoen bijna volledig is. De fractie van het gewas die geoogst wordt is ook enigszins van invloed op het som-10 PAK gehalte, hoewel in mindere mate dan de fractie van de depositie die direct op de bodem terechtkomt. In deze fractie is ook de eventuele afspoeling van PAK van het bladoppervlak meegenomen. De atmosferische depositie op het gewas dat achterblijft komt weer in de bodem terecht. Dit houdt in dat hoe meer er daadwerkelijk van het gewas wordt verwijderd, hoe lager het gehalte som-10 PAK uitvalt. Dat al het gewas daadwerkelijk verwijderd (fractie =1) wordt is onwaarschijnlijk, evenals bijna de helft laten staan (fractie = 0.6). De nominale waarde van 0.8 lijkt toch de minimale waarde voor deze parameter bij bouwland. Deze onzekere en gevoelige parameters worden naar aanleiding van de kalibratiedata geoptimaliseerd (zie §4.2).

De meest onzekere parameters van het model IRIS-soil zijn de refractaire fracties van de verschillende PAK en de fractie die het aandeel van een bepaalde PAK aangeeft in de som van de 10 PAK. In tabel 4.3 staan voor benzo(a)pyreen en fluoranteen uitgewerkt welke invloed veranderingen in die fracties hebben op de gehalten van de som van de 10 PAK en de gehalten benzo(a)pyreen en fluoranteen. Fluoranteen is meestal de PAK die het grootste aandeel vormt in de som van de 10. Benzo(a)pyreen is een voorbeeld van een PAK die van de grote PAK (5 ringen) meestal het grootste aandeel vormt in de som van de 10 van VROM en langzamer afbreekt dan kleinere PAK zoals bijvoorbeeld fluoranteen. Het aandeel refractair van benzo(a)pyreen is duidelijk hoger dan het aandeel refractair van fluoranteen. Een verandering van de verschillende refractaire fracties voor de verschillende PAK heeft weinig invloed op het gehalte som 10 PAK. Aangezien voor deze twee PAK het aandeel in de som van de 10 nog vrij groot is, zou bij deze verbindingen

**Tabel 4.3** Gevoeligheid van concentraties fluoranteen, benzo(a)pyreen en de som van 10 PAK voor PAK-specifieke modelparameters bij bouwland op zand, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd gehalte van 10 mg·kg<sup>-1</sup> wordt opgebracht. De nominale waarden van de parameters staan tussen haakjes.

| Parameter                                       | conc. FLU<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | conc. BAP<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Σ 10 PAK<br>std. (mg·kg <sup>-1</sup> ) | berekende fr.<br>FLU in Σ 10<br>= uitvoer | berekende fr.<br>BAP in Σ 10<br>= uitvoer |
|---|-------------------------------------|-------------------------------------|---|---|---|
| nominaal  | 0.054                               | 0.037                               | 0.30                                    | 0.33                                      | 0.11                                      |
| fr. FLU refr. (0.097)                           |                                     |                                     |   |   |   |
| 0.010   | 0.045                               | 0.037                               | 0.28                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 0.213   | 0.066                               | 0.037                               | 0.30                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| fr. BAP refr. (0.700)                           |                                     |                                     |   |   |   |
| 0.396   | 0.054                               | 0.026                               | 0.28                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 0.900   | 0.054                               | 0.045                               | 0.30                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| fr. FLU in Σ10 (0.32)<br>invoerwaarde           |                                     |                                     |   |   |   |
| 0.10  | 0.048                               | 0.045                               | 0.33                                    | 0.13                                      | 0.15                                      |
| 0.60  | 0.059                               | 0.032                               | 0.26                                    | 0.48                                      | 0.09                                      |
| fr. BAP in Σ10 (0.11)<br>invoerwaarde           |                                     |                                     |   |   |   |
| 0.02  | 0.055                               | 0.017                               | 0.28                                    | 0.36                                      | 0.02                                      |
| 0.25  | 0.053                               | 0.063                               | 0.30                                    | 0.29                                      | 0.22                                      |
| perceelbreedte (20m.)                           |                                     |                                     |   |   |   |
| 10  | 0.060                               | 0.060                               | 0.42                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 30  | 0.052                               | 0.029                               | 0.25                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| baggerinterval (10 jr.)                         |                                     |                                     |   |   |   |
| 5   | 0.062                               | 0.066                               | 0.45                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 20 (sim. tijd 60 jr.)<br>simulatietijd (50 jr.) | 0.050                               | 0.023                               | 0.21                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 30  | 0.053                               | 0.030                               | 0.25                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 100   | 0.055                               | 0.044                               | 0.33                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| mengdiepte (30 cm)                              |                                     |                                     |   |   |   |
| 10  | 0.133                               | 0.097                               | 0.78                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 20  | 0.075                               | 0.053                               | 0.42                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 40  | 0.043                               | 0.029                               | 0.24                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| porositeit sediment (0.7)                       |                                     |                                     |   |   |   |
| 0.6   | 0.056                               | 0.045                               | 0.34                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 0.8   | 0.052                               | 0.029                               | 0.25                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| diepte sediment (20 cm)                         |                                     |                                     |   |   |   |
| 10  | 0.051                               | 0.025                               | 0.22                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |
| 30  | 0.057                               | 0.049                               | 0.36                                    | n.v.t.                                    | n.v.t.                                    |

een eventueel effect op het som-10 PAK gehalte kunnen optreden. Fluoranteen vormt verreweg het grootste aandeel van alle PAK in de som van 10, en het grootste effect is dan ook in tabel 4.3 te vinden bij de uiterste waarden voor de fractie fluoranteen in de som-10.

In de kolom 'parameter' worden de waarden aangegeven die worden ingelezen, maar de fracties die in het model gebruikt worden zijn te vinden in de kolommen 'berekende fr. FLU in Σ10' en



'berekende fr. BAP in  $\Sigma 10$ '. In het model wordt namelijk een correctie uitgevoerd voor de ingelezen waarden voor deze parameters, omdat de som van de gebruikte fracties niet groter of kleiner mag zijn dan 1 (zie ook §3.2.3 en vergelijking 3.1). Hiervoor worden de ingelezen fracties opgeteld en de nieuwe fracties worden berekend door de ingelezen waarde te delen op de som van de ingelezen fracties. Deze correctie is ingebouwd omdat het anders niet mogelijk zou zijn waarden voor deze fracties uit een range te trekken. Hierdoor vallen bij een andere ingelezen waarde niet alleen de berekende waarden voor de fracties fluoranteen in de som-10 anders uit, ook de fractie benzo(a)pyreen in de som-10 wordt (net als de andere 8 PAK) beïnvloed door deze verandering. Het blijkt niettemin dat een verandering in de fractie fluoranteen in de som-10 PAK een minder sterke invloed heeft op het gehalte fluoranteen dan een verandering in de fractie benzo(a)pyreen in de som-10 op het gehalte benzo(a)pyreen. Dit wordt veroorzaakt doordat bij benzo(a)pyreen een grotere fractie refractair is. Een groot deel van het fluoranteen verdwijnt dus heel snel (zie ook §3.2.2) en wordt dus bij dit model niet in beschouwing genomen.

De perceelbreedte heeft, net zoals de mengdiepte, een vrij grote invloed op de PAK-gehalten (zie tabel 4.3). Bij een kleiner perceelbreedte of mengdiepte nemen de gehalten stevig toe. Baggerspecie zal waarschijnlijk over een zo groot mogelijk oppervlak verspreid worden, waardoor bij klasse 2 specie meestal de maximum perceelbreedte van 20 meter aangehouden zal worden. Een grotere perceelbreedte heeft een positief effect op de PAK-gehalten. Voor de modelberekeningen wordt een perceelbreedte van 20 meter aangehouden omdat klasse 2 specie centraal staat, welke tot maximaal 20 meter vanaf de slootkant verspreid mag worden. Bij het verkleinen van de perceelbreedte accumuleert benzo(a)pyreen iets sterker dan fluoranteen. Bij een grotere perceelbreedte wordt het gehalte benzo(a)pyreen verhoudingsgewijs lager dan het gehalte fluoranteen. Benzo(a)pyreen accumuleert sterker doordat het minder snel afbreekt dan fluoranteen. Het effect van een kleinere of grotere mengdiepte is voor fluoranteen en benzo(a)pyreen verhoudingsgewijs gelijk aan de verandering van het som-10 PAK gehalte. Het verschil in de effecten van het variëren van deze twee parameters komt doordat bij een kleinere mengdiepte dezelfde atmosferische depositie verdeeld wordt over een kleinere hoeveelheid droge stof dan bij een grotere mengdiepte én de specie wordt over die kleinere hoeveelheid droge stof verdeeld. Bij een kleinere perceelbreedte wordt de specie over een kleinere hoeveelheid droge stof verdeeld, maar de atmosferische depositie is gedefinieerd per  $m^2$ , waardoor deze met een kleinere perceelbreedte afneemt. Door de atmosferische depositie, welke voor 100% refractair is verondersteld, komt er verhoudingsgewijs veel meer fluoranteen binnen dan benzo(a)pyreen (zie Bijlage IV). De accumulatie van benzo(a)pyreen komt hierdoor minder duidelijk naar voren.

Wanneer er vaker gebaggerd wordt, nemen de PAK-gehalten sterk toe (zie tabel 4.3). Zwaardere PAK, zoals benzo(a)pyreen accumuleren daarbij sterker dan lichtere PAK zoals fluoranteen, omdat de afbraaksnelheid van de zwaardere PAK veel lager ligt dan die van de lichtere PAK. Minder vaak baggeren betekent een afname van de PAK-gehalten waarbij het gehalte benzo(a)pyreen sterker terugloopt dan het gehalte fluoranteen. Vaker baggeren heeft dus weliswaar een positieve invloed op de kwaliteit van de specie (Kramer et al., 1997), maar een negatieve invloed op de kwaliteit van de landbodem. Dit geldt ook voor meer of minder specie opbrengen, waarvan het effect in tabel 4.3

te vinden is bij 'diepte sediment'. De parameter baggerinterval kan niet als onzeker worden meegenomen omdat het verzamelen van de resultaten van de Monte-Carlo-simulaties (concentratie na 50 jaar, vlak voor dat er voor de vijfde keer baggerspecie opgebracht zou worden) onmogelijk zou worden omdat niet alle runs op  $t = 50$  jaar zouden eindigen. Bij een kleinere simulatietijd zijn de gehalten in de bodem nog niet in evenwicht met de aanvoer van PAK door het baggeren. De PAK-gehalten zijn daardoor iets lager. Blijkbaar is dit bij een simulatietijd van 50 jaar ook nog niet het geval, want bij een simulatietijd van 100 jaar liggen de gehalten bij de gemiddelde waarden voor de parameters nog iets hoger. Het verschil tussen een simulatietijd van 50 of 100 jaar is echter vrij klein en valt weg als er voor beide situaties 10.000 Monte-Carlo simulaties worden gedraaid.

Het variëren van de sedimentparameters porositeit en diepte van het sediment, waarbij in feite de hoeveelheid specie die op land wordt verspreid wordt gevarieerd, heeft geen erg groot effect op de PAK-gehalten. Om die reden zijn de gemiddelde waarden die uit de vorige studie naar voren kwamen gebruikt (Kramer et al., 1997). Bovendien valt het effect van een range op deze parameters in het niet naast het effect van de variatie in bijvoorbeeld de fracties van de verschillende PAK in de som van 10 PAK. Een kleinere diepte van het sediment of een grotere porositeit zouden lagere PAK-gehalten opleveren omdat er minder baggermateriaal op het land zou worden gebracht. De gehalten van de zwaardere PAK zoals benzo(a)pyreen nemen dan verhoudingsgewijs iets sterker af.

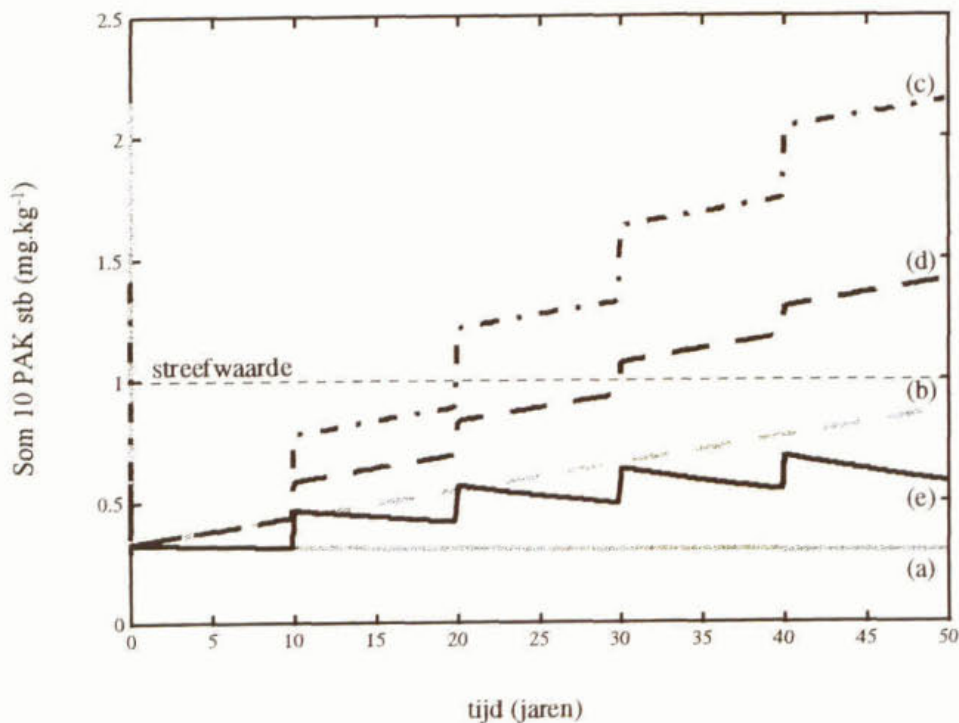
## 4.2 Modelgedrag: invloed van bepaalde aannamen en/of definities

Uit de gevoeligheidsanalyse komt naar voren dat de systeemdefinitie m.b.t mengdiepte en bodemsamenstelling een grote invloed heeft op modeluitkomsten. Dit geldt ook voor de atmosferische depositie en afbraak van PAK en daaruit voortvloeiend het evenwicht daartussen. De invloed van aannamen en/of definities zal in deze paragraaf wat meer uitgewerkt worden.

### 4.2.1 De rol van PAK afbraak

Zoals aangegeven in §4.1 zijn atmosferische depositie en afbraak van de refractaire fractie PAK onzekere parameters, waarvoor modeluitkomsten gevoelig zijn. De waarden voor deze beide parameters zijn zo gekozen dat er in de achtergrondsituatie een evenwicht ontstaat (zie §4.3). In fig. 4.3 is de invloed van PAK-afbraak op het gehalte PAK in de landbodem stap voor stap uitgewerkt. In (a) en (b) is de situatie weergegeven voor uitsluitend belasting door atmosferische depositie, er wordt geen baggerspecie opgebracht. In (a) is de situatie weergegeven waarin geen specie wordt opgebracht en degradatie aanwezig is, zodanig dat er een evenwicht ontstaat met atmosferische depositie; leidend tot een vrijwel constant PAK gehalte in de bodem. In (b) is te zien dat het PAK gehalte blijft toenemen als de afbraak van PAK afwezig is. Deze toename wordt dus volledig veroorzaakt door atmosferische depositie.

Wanneer eens in de tien jaar baggerspecie wordt opgebracht met  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$  PAK (standaardbodem), is de invloed van afbraak weergegeven in (c) t/m (e). Daarvan geeft (c) de situatie weer waarbij er totaal geen afbraak van PAK is na de specieverspreiding. Het met de specie



**Figuur 4.3** Som10 PAK gehalte stb. in bouwland op zand bij verschillende scenario's: (a) zonder specie opbrengen met degradatie van refractair PAK, (b) idem maar zonder afbraak refr. PAK, (c) specie opbrengen met kwaliteit 10 mg.kg<sup>-1</sup> stb. zonder degradatie met opgebracht materiaal 100% refractair, (d) idem maar met snelle afbraak, (e) idem met snelle en langzame afbraak. Zie tekst voor verdere uitleg.

opgebrachte gehalte aan PAK blijft intact en tussen de momenten van specie-opbrengen neemt het PAK-gehalte toe t.g.v. atmosferische depositie (zie (b)). Na twee keer specie opbrengen wordt de streefwaarde in de landbodem reeds overschreden. Zoals reeds eerder vermeld is er onderscheid te maken in een PAK-fractie in de specie die snel afbreekt (binnen 1 jaar) en een zgn. refractaire fractie die langzaam afbreekt. Overigens wordt voor de afbraak van PAK afkomstig uit atmosferische depositie aangenomen dat deze geheel refractair is en langzaam afbreekt. In (d) is de concentratie-ontwikkeling van PAK weergegeven als uitsluitend de snelle afbraak optreedt, de kortstondige hogere gehalten in de eerste maanden na het verspreiden van baggerspecie zijn omwille van de eenvoud niet weergegeven. In (e) is het concentratie-verloop ten gevolge van de snelle afbraak én de afbraak van de refractaire fractie weergegeven. In dezelfde getalswaarden voor atmosferische depositie en degradatie als in (a) toegepast. Bij vergelijking met (a) is te zien dat er een geleidelijke verhoging van het PAK gehalte in de landbodem optreedt, als specie met een kwaliteit van 10 mg.kg<sup>-1</sup> PAK wordt opgebracht. Nadat het gehalte in eerste instantie na het opbrengen van de specie is toegenomen, neemt het vervolgens door de langzame degradatie van refractair materiaal geleidelijk af totdat een volgende keer specie wordt opgebracht.

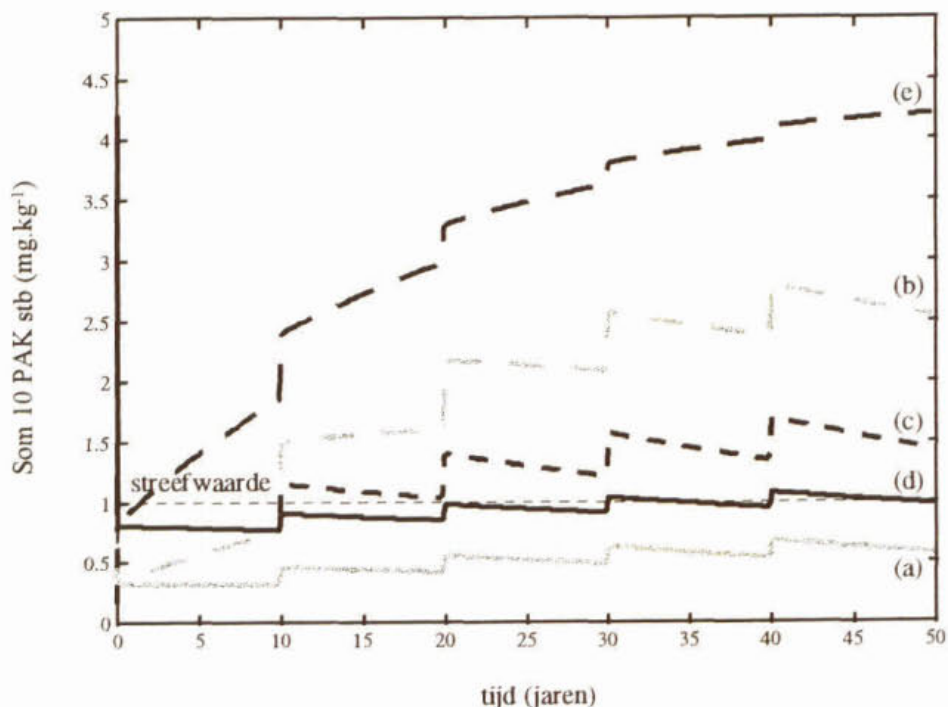
Uit fig. 4.3 blijkt duidelijk de bijdrage van afbraak aan de ontwikkeling van concentraties van PAK in de landbodem. Zonder afbraak zou na twee keer specie opbrengen de streefwaarde worden overschreden en in 49 jaar een concentratie van ruim 2 mg/kg worden bereikt. Door de afbraak van PAK is het mogelijk om herhaaldelijk specie te verspreiden met gehalten van 10 mg.kg<sup>-1</sup> bij bouwland op zand zonder overschrijding van de streefwaarden.

#### 4.2.2 Verspreiding baggerspecie, mengdiepte en bodemsamenstelling

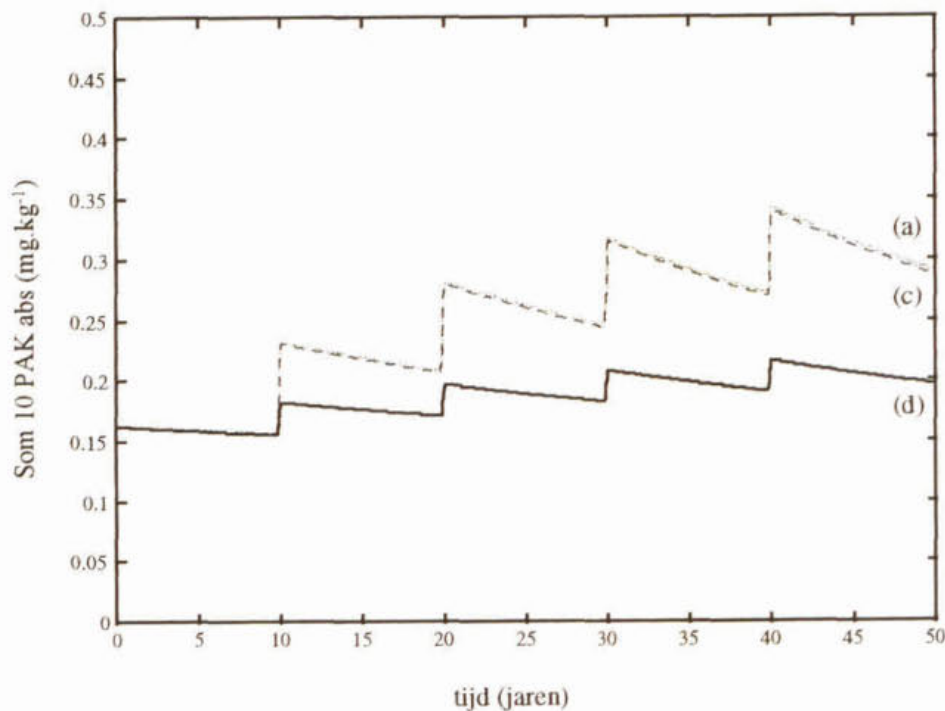
Bij de twee categorieën bodemgebruik die in dit onderzoek gekozen zijn, zijn verschillende mengdiepten gehanteerd (§3.3). Voor grasland is deze mengdiepte 5 cm, terwijl dat voor bouwland 30 cm is. Daarnaast is de bodemsamenstelling (gehalte organisch materiaal) van belang, zowel met het oog op de omrekening naar standaardbodem als voor de opgelegde absolute gehalten in het sediment (zie §3.3). Deze parameters hebben een grote invloed op de uiteindelijke PAK-gehalten in de landbodem uitgedrukt naar standaard bodemsamenstelling, zoals blijkt uit de gevoeligheidsanalyse (tabel 4.2 en 4.3). De wijze waarop de verschillen tussen zand, klei en veen samen met het bodemgebruik en de standaardisatie de uiteindelijke resultaten beïnvloeden is moeilijk te doorgronden.

Aan de hand van een voorbeeld wordt in fig. 4.4 de invloed van de afzonderlijke parameters geïllustreerd op het uiteindelijke gehalte PAK in de landbodem. In (a) is het PAK gehalte te zien voor de nominale situatie bij bouwland op zand met 30 cm mengdiepte, eens in de 10 jaar specieverbreiding met kwaliteit  $5 \text{ mg.kg}^{-1}$  absoluut oftewel  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$  omgerekend naar standaardbodem en een bodemsamenstelling waarin 5% organisch materiaal. Het gehalte organisch materiaal in sediment is identiek aan het gehalte in de landbodem. De (a) curve is overigens gelijk aan de (e) curve in fig.4.3. Wanneer nu de mengdiepte op 5 cm wordt gesteld, een waarde die gebruikt wordt bij grasland, neemt het gehalte aanzienlijk toe (b). Dit komt omdat bij een gelijkblijvend achtergrondgehalte in de landbodem (het initiële gehalte) er bij dezelfde kwaliteit specie opbrengen minder "verdund" wordt per vierkante meter. Met andere woorden: grasland leidt bij eenzelfde belasting met PAK tot hogere gehalten dan in bouwland. De afbraak in (b) is overigens gelijk gehouden aan de afbraak in (a), dus er is geen diepteafhankelijkheid van degradatie verondersteld, maar in §4.3 zal hierop worden teruggekomen.

In (c) is de mengdiepte weer 30 cm, maar is het percentage organisch materiaal (OM) in zowel landbodem als slootspecie 2%, zoals bij klei het geval is. Dat betekent dat bij een absoluut PAK gehalte in de specie gelijk aan de situatie in (a), het absolute gehalte op land na verspreiding ook gelijk is aan (a) zoals te zien is in fig. 4.5. Aangezien echter gestandaardiseerd wordt voor het % OM, zal het PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem toenemen ten opzichte van (a). Met andere woorden: op klei nemen gestandaardiseerde PAK-gehalten eerder toe dan op zand. Wanneer er bij 2% OM specie met een gehalte van  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$  stb. wordt verspreid, waarvoor het absolute gehalte dus  $2 \text{ mg.kg}^{-1}$  moet zijn, is deze toename door verspreiding minder (d). Het absolute gehalte in de landbodem na verspreiding van baggerspecie stijgt daardoor in deze situatie minder (fig. 4.5). Aangezien de afbraak afhankelijk is van de PAK concentraties (tot de eerste baggerdepositie na 10 jaar zijn alle drie de curves gelijk) neemt het gehalte bij (d) minder sterk af tussen de baggerdeposities door in vergelijking tot (a) en (c). In (e) tenslotte is de mengdiepte op 5 cm gezet met als gevolg dat er een sterke toename van het PAK gehalte in de landbodem te zien is.



**Figuur 4.4** Som 10 PAK gehalte stb. in landbodern bij verschillende bodemtypen: (a) 30 cm mengdiepte, speciekwaliteit 5 mg/kg abs (10 mg/kg stb), 5% OM; (b) idem, maar mengdiepte 5 cm; (c) 30 cm mengdiepte maar met 2% OM en speciekwal. 5 mg/kg abs (25 mg/kg stb!); (d) idem, maar speciekwal. 2 mg/kg abs (10 mg/kg stb); (e) idem, maar mengdiepte 5 cm. De dunne stippellijn markeert de streefwaarde. Zie tekst voor verdere uitleg.

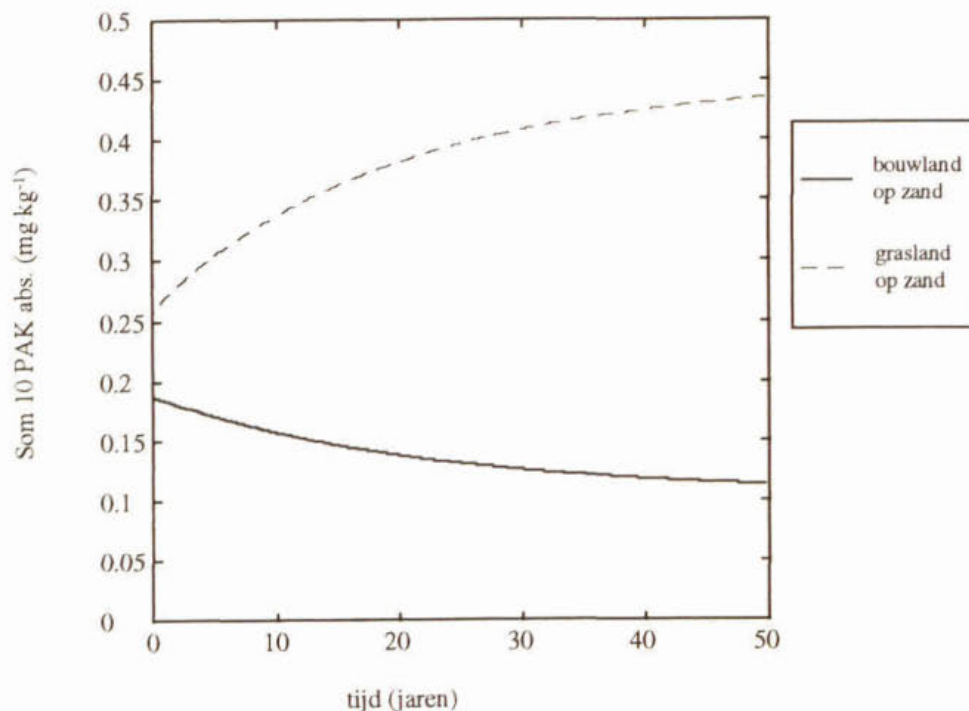


**Figuur 4.5** Absolute som 10 PAK gehalte in landbodern bij verschillende bodemtypen overeenkomend met de indeling van fig 4.4: (a) 30 cm mengdiepte, speciekwaliteit 5 mg/kg abs (10 mg/kg stb), 5% OM; (c) 30 cm mengdiepte maar met 2% OM en speciekwal. 5 mg/kg abs (25 mg/kg stb!); (d) idem, maar speciekwal. 2 mg/kg abs (10 mg/kg stb). Zie tekst voor verdere uitleg.

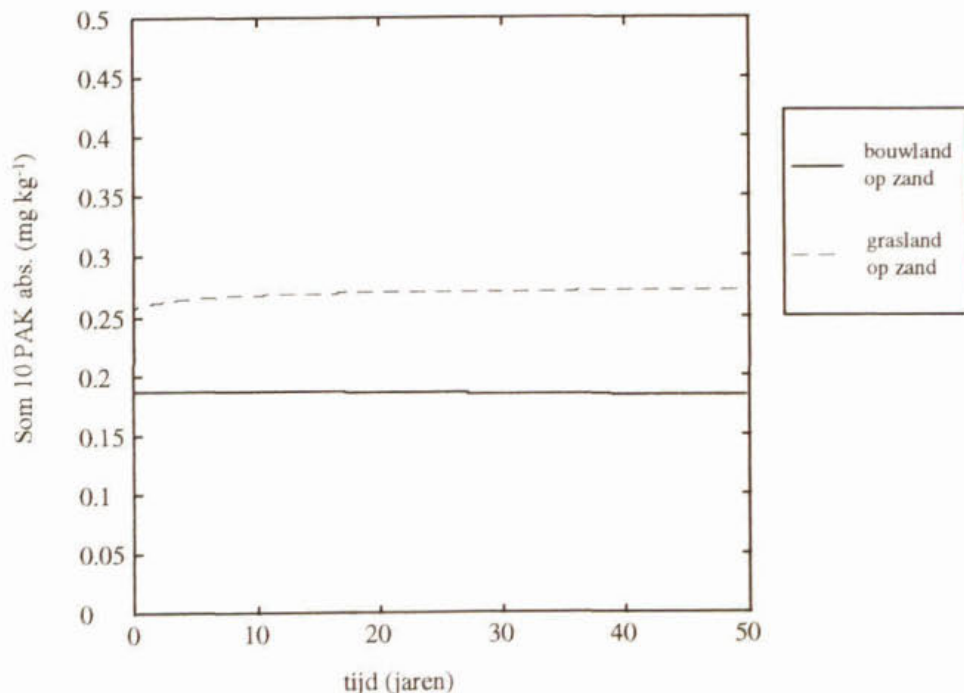
### 4.3 Kalibratie

Uitgangspunt voor de kalibratie was het vinden van een stabiel gehalte PAK in de landbodem die uitsluitend belast wordt door atmosferische depositie, ofwel het vinden van een niveau waar atmosferische depositie en refractaire afbraak met elkaar in evenwicht zijn. Van de gehalten PAK in de landbodem in Nederland zijn slechts recente momentopnamen beschikbaar (Lagas en Groot, 1996; Groot et al., 1996), waarop deze achtergrondsituatie gekalibreerd kan worden. In Engeland vertoont de atmosferische depositie sinds de zestiger jaren een dalende trend (Jones et al, 1992), wat vermoedelijk ook in Nederland het geval is. In hoeverre dit een positieve invloed heeft op de gehalten in de bodem is nog onduidelijk. Jones et al. (1989) concluderen uit een historische reconstructie van de PAK-gehalten in de bouwvoor van de bodem in Engeland dat er eerder sprake is van een sterk stijgende trend in de PAK-gehalten (zie fig.2.2). Uit andere historische metingen in de bodem in Engeland is een dergelijke sterke stijging niet waar te nemen (zie §2.1). Dergelijk historisch onderzoek is in Nederland nooit uitgevoerd, en er kan daarom niets worden gezegd over hoe de gehalten in de landbodem zich bij de huidige atmosferische depositie ontwikkelen. Aangezien de meest recente gehalten in Engeland overeenkomen met de gehalten in Nederland is het niet onwaarschijnlijk dat er in Nederland sprake is van een licht stijgende trend of een stabiele situatie door de emissiebeperkende maatregelen die de laatste jaren zijn genomen. (Nationaal Milieubeleidsplan, 1989; SPEED-PAK, 1991; Beleidsstandpunt PAK, 1994). Er wordt daarom verondersteld dat er momenteel sprake is van een evenwichtssituatie.

Bij schattingen voor de halfwaardentijden voor refractaire afbraak voor de verschillende PAK op basis van de maximale waarden uit het onderzoek van Wild et al. (1991a), nemen de gehalten in een zandbodem bij een gemiddelde atmosferische depositie en een mengdiepte van 30 cm ('bouwland') af, maar bij een mengdiepte van 5 cm ('grasland') nemen ze toe. De initiële gehalten liggen daarbij op het gemiddelde niveau zoals is gemeten door Lagas en Groot (1996). Met het ophogen van de refractaire fracties van de atmosferische depositie van de verschillende PAK kon het gehalte in bouwland aardig worden opgehoogd om een evenwichtssituatie zoals beschreven te bereiken. Bij de uiteindelijke schatting voor deze fracties van 1 voor alle PAK (dus atmosferische depositie van PAK is dus voor 100% refractair) liep het gehalte PAK bij grasland iets op. Het variëren van de factoren waardoor er effectief meer of minder van de atmosferische depositie op de bodem terecht komt levert niet genoeg op om de gehalten in de bodem op een constant niveau te houden, ondanks het feit dat het vrij gevoelige parameters zijn (zie tabel 4.2). De schattingen voor deze fracties zijn zoveel mogelijk geoptimaliseerd, maar een constant gehalte in de bodem kon er niet mee worden verkregen (zie fig. 4.6). De uiteindelijke schattingen voor deze parameters zijn te vinden in bijlage IV. Om de initiële gehalten van grasland en bouwland op zand op een constant niveau te houden moesten de afbraakconstanten voor deze twee typen landgebruik worden gedifferentieerd. Het is niet onwaarschijnlijk dat de gemiddelde afbraaksnelheden over de mengdiepten voor deze twee typen landgebruik van elkaar verschillen. Onderin de bouwvoor zullen de omstandigheden voor afbraak minder optimaal zijn dan bovenin de bouwvoor. Het is daarom niet onlogisch dat de gemiddelde afbraak over de gehele bouwvoor van 30 cm lager ligt dan de gemiddelde afbraak in de toplaag van grasland, ook als de omstandigheden in de bovenste 5 cm van



**Figuur 4.6** Enkele simulatie voor bouwland en grasland op zand bij achtergrondbelasting. De achtergrondbelasting bestaat uit de gemiddelde atmosferische depositie, berekend met gegevens van van Jaarsveld (1996). De halfwaardentijden voor afbraak van refractaire PAK is geschat met behulp van de maximale waarden uit het artikel van Wild et al. (1991a).



**Figuur 4.7** Enkele simulatie voor bouwland en grasland op zand bij achtergrondbelasting. De achtergrondbelasting bestaat uit de gemiddelde atmosferische depositie, berekend met gegevens van van Jaarsveld (1996). De halfwaardentijden voor afbraak van refractaire PAK zijn verschillend voor grasland en bouwland. Deze zijn voor de twee categorieën berekend door de met behulp van de maximale waarden uit het artikel van Wild et al. (1991a) geschatte waarden voor grasland en bouwland te vermenigvuldigen met respectievelijk 0.6 en 1.7.

grasland minder optimaal zijn dan in de bovenste 5 cm van bouwland omdat de laatste geploegd wordt.

De gemiddelde initiële gehalten bleven bij zowel grasland als bouwland constant (zie fig. 4.7) wanneer de halfwaardentijden voor grasland op een niveau lagen van 0.6 keer de schatting op basis van de maximale halfwaardentijden gepubliceerd door Wild et al. (1991a, zie tabel 4.4), terwijl de halfwaardentijden voor bouwland waren berekend door die geschatte halfwaardentijden te vermenigvuldigen met 1.7. Aangezien de halfwaardentijden voor bouwland en grasland sterk zijn gebaseerd op schattingen, moeten er ruime ranges voor worden opgesteld. Voor de benedengrens voor grasland wordt er vastgehouden aan de gemiddelde halfwaardentijden zoals gepubliceerd in Wild et al. (1991a, zie tabel 4.4). De in dit artikel gepubliceerde halfwaardentijden betreffen de afbraak van PAK in de bodem waar in het verleden met PAK verontreinigd zuiveringsslib was opgebracht. De gehalten zijn gemeten in bodemmonsters die tot 20 jaar na het opbrengen van het zuiveringsslib zijn genomen. Er is door Wild et al. (1991a) geen onderscheid gemaakt in halfwaardentijden voor snelle en langzame afbraak. De halfwaardentijden voor langzame afbraak zullen dus hoger liggen dan de door Wild et al. gepubliceerde halfwaardentijden (zie tabel 2.3). De bovengrens voor de halfwaardentijden bij grasland zijn geschat op een niveau ruim boven de maximale halfwaardentijden in dat artikel. De halfwaardentijden voor bouwland liggen een factor 2 boven de halfwaardentijden voor grasland. De range van halfwaardentijden van de minimumwaarden voor grasland tot de maximumwaarden voor bouwland zijn vergelijkbaar met de tabel 2.3 vermelde ranges. De afbraakconstanten voor de verschillende PAK kunnen eenvoudig uit deze halfwaardentijden worden berekend.

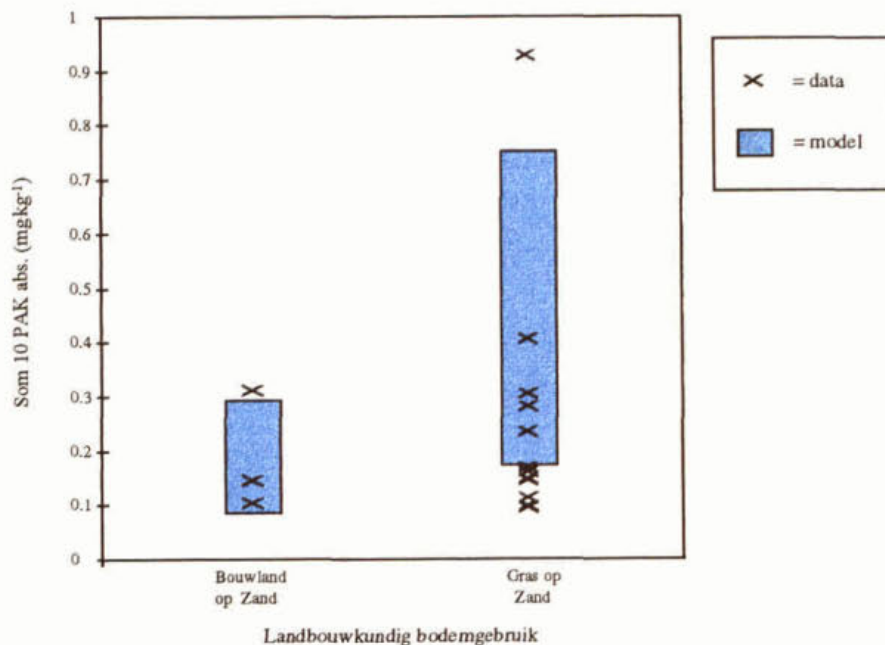
*Tabel 4.4 Halfwaardentijden voor de in-situ afbraak van PAK in de bodem en de daarop gebaseerde schattingen voor de afbraak van refractaire PAK zoals deze voor grasland en bouwland voor de berekeningen met IRIS-soil zijn gebruikt. De halfwaardentijden voor bouwland liggen een factor 2 hoger dan de halfwaardentijden voor grasland.*

| PAK | Gemiddelde t $\frac{1}{2}$ (jaren)<br>Wild et al. (1991a) | Maximale t $\frac{1}{2}$ (jaren)<br>Wild et al. (1991a) | Gemiddelde t $\frac{1}{2}$ grasland<br>(0.6* max. Wild et al. 1991a) | Geschatte range t $\frac{1}{2}$ op grasland | Gemiddelde t $\frac{1}{2}$ bouwland<br>(1.7* max. Wild et al. 1991a) | Geschatte range t $\frac{1}{2}$ op bouwland |
|-----|---|---|--|---|--|---|
| NAF | 2.0   | 2.8   | 1.7  | 1.7 - 5                                     | 7.8  | 3 - 8.5                                     |
| ANT | 7.9   | 15.3  | 9.2  | 7.5 - 22                                    | 26   | 13 - 37                                     |
| FEN | 5.7   | 12.6  | 7.6  | 5.5 - 18                                    | 21   | 9 - 31                                      |
| FLU | 7.8   | 13.1  | 7.9  | 7.8 - 23                                    | 22   | 13 - 39                                     |
| BAA | 8.1   | 17.1  | 10.3   | 8.1 - 25                                    | 29   | 14 - 43                                     |
| CHR | 8.1   | 17.1  | 10.3   | 8.1 - 25                                    | 29   | 14 - 43                                     |
| BKF | 8.7   | 13.5  | 8.1  | 8.7 - 28                                    | 23   | 15 - 48                                     |
| BAP | 8.2   | 14.6  | 7.8  | 8.2 - 26                                    | 25   | 14 - 44                                     |
| BGP | 9.1   | 14.7  | 8.8  | 9.1 - 30                                    | 25   | 15 - 51                                     |
| INP |   |   | 9 (schatting)  | 9 - 30                                      | 26(schatting)  | 15 - 51                                     |

De ranges voor de halfwaardentijden, zoals deze worden gepresenteerd in tabel 4.4, zijn voor bouwland op zand en voor grasland op zand gekalibreerd op de range van veldgegevens voor deze



twee categorieën uit de metingen van Lagas en Groot (1996). De ondergrens wordt, zoals in figuur 4.8 is te zien, voor grasland niet gehaald. Het kan zijn dat die metingen grasland betreffen dat af en toe geploegd of gescheurd wordt, waardoor er een menging optreedt met de diepere bodem en de gehalten dus lager uitvallen. Aangezien dit regelmatig gebeurt (persoonlijke mededeling Baks en van der Plicht, 1996) is deze categorie verder niet meegenomen bij de analyses, maar gehalten voor grasland op zand zouden vergelijkbaar kunnen worden verondersteld aan bouwland op zand en in deze situatie zou de ondergrens wel gehaald worden. Bij de in figuur 4.8 gepresenteerde resultaten van 10.000 Monte-Carlo simulaties zijn niet alleen ranges meegenomen op de refractaire afbraak, maar ook op de atmosferische depositie, de initiële gehalten en de porositeit van de bodem (zie bijlage IV).



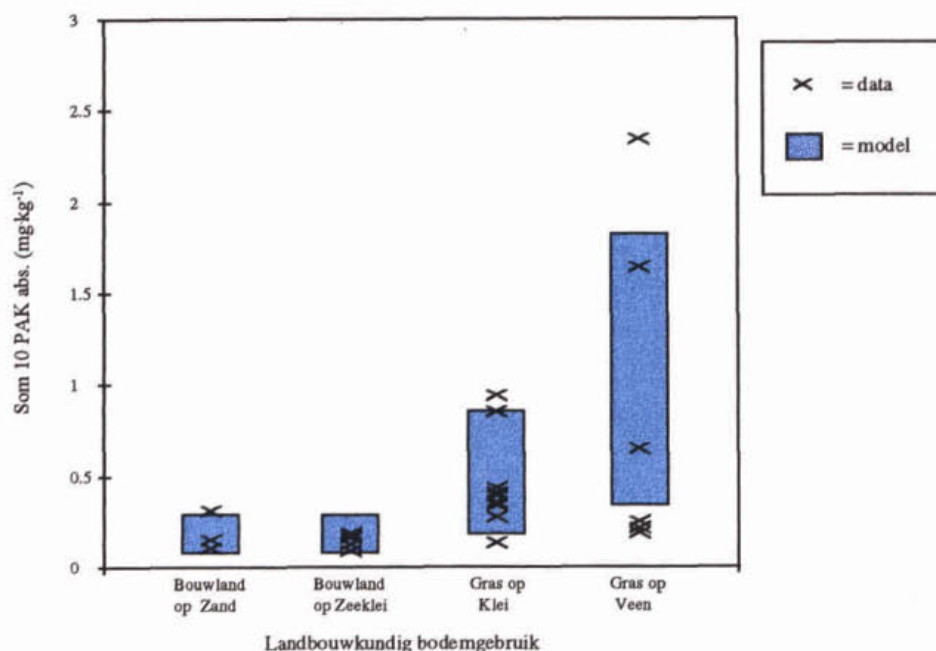
**Figuur 4.8** Kalibratie van de categorieën bouwland en grasland op zand op meetgegevens uit het onderzoek van Lagas en Groot (1996). De vlakken geven de ranges aan waarbinnen de berekende gehalten zich bevinden, de kruisjes geven de meetwaarden aan.

#### 4.4 Validatie

Voor een prognose van de toekomstige landbodemkwaliteit worden steeds vier categorieën doorgerekend: bouwland op zand, bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen. Deze categorieën komen overeen met de categorieën uit het onderzoek van Lagas en Groot (1996) waar de metingen van de PAK-gehalten in de bodem op zijn gebaseerd. Grasland op zand wordt niet apart meegenomen omdat dit te vaak geploegd of op een andere manier flink gemengd wordt met de ondergrond (pers. med. Baks en van der Plicht, 1996). Grasland op rivierklei en grasland op zeeklei wordt als één groep beschouwd omdat ze qua samenstelling en PAK-gehalten niet erg van elkaar verschillen. Van de andere categorieën was per categorie slechts één meetwaarde beschikbaar, en bovendien zouden ze binnen de uitgangspunten voor deze studie niet voldoende van de andere categorieën verschillend om apart te worden meegenomen. Bouwland op veen komt

in Nederland niet of nauwelijks voor en er is daarom ook geen aparte categorie. Er zijn bovendien ook geen validatiegegevens voor.

Na kalibratie voor de categorieën grasland op zand en bouwland op zand, zijn de daarbij gevonden ranges voor de afbraakconstanten gebruikt voor het doorrekenen van de categorieën bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen. Deze categorieën verschillen van bouwland en grasland op zand door het organisch stof-, het lutumgehalte en de porositeit. Hierdoor verschillen ze onderling in dichtheid van de bodem (zie ook tabel 3.1). Voor de 10.000 Monte Carlo simulaties worden ranges gezet op dezelfde parameters als bij de kalibratie. Het resultaat van die simulaties is gepresenteerd in figuur 4.9. De blokken geven in figuur 4.9 de range aan waarbinnen de berekende waarden liggen. De kruisjes geven de meetwaarden aan van de verschillende categorieën uit het onderzoek van Lagas en Groot (1996). Bij grasland op klei zijn de meetgegevens van de categorieën grasland op zeeklei en op rivierklei meegenomen. Eén meetwaarde bij grasland op zeeklei lag zo hoog ( $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  abs,  $1.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  stb, zie fig. 2.1 A en B) in vergelijking met de andere metingen bij deze categorie, dat deze niet is meegenomen. In deze figuur is te zien dat de range van berekende gehalten goed overeenkomt met de meetgegevens. Dit biedt voldoende houvast om verschillende baggerscenario's mee door te rekenen. Voor de range van initiële gehalten in de bodem bij de verschillende categorieën worden dan de minimale en de maximale waarden van de in figuur 4.9 gepresenteerde ranges gebruikt.



**Figuur 4.9** Validatie van de modelberekeningen voor achtergrondbelasting bij de verschillende categorieën. De vlakken geven de ranges aan van de berekende waarden, de kruisjes geven meetwaarden aan uit het onderzoek van Lagas en Groot (1996). De biodegradatieconstanten zijn gekalibreerd op de categorieën bouwland en grasland op zand.

#### 4.5 Samenvatting

Een modelanalyse is uitgevoerd om de onzekerheden te kwantificeren die aan het gebruik van modellen in het algemeen en specifiek aan het gebruik van IRIS-soil gekoppeld zijn. Deze modelanalyse omvat een gevoeligheidsanalyse en een kalibratie. Bij de eerste wordt de gevoeligheid van bepaalde parameters geanalyseerd. Hoewel veldgegevens schaars zijn, zijn de beschikbare gegevens bij de kalibratie gebruikt om waarden voor een aantal parameters in te stellen.

Uit de gevoeligheidsanalyse komt naar voren dat de dichtheden van OM, IM en SM, de porositeit van de landbodem, de mengdiepte van het perceel, de *refractaire fracties van verschillende PAK* in de atmosferische depositie en de fractie van de depositie die direct op de landbodem terecht komt, een vrij grote invloed hebben op de som-10 PAK gehalten in de landbodem. De dichtheden OM, IM en SM zijn echter geen onzekere parameters, waardoor er geen range voor hoeft te worden gekozen. *Voor de porositeit van de landbodem zijn ranges gevonden in de literatuur, welke gebruikt zijn voor de modelberekeningen.* De *refractaire fracties voor verschillende PAK* in de atmosferische depositie en de fractie van de depositie die direct op land terecht komt, zijn meegenomen bij de kalibratie. Voor de mengdiepten is voor bouwland en voor grasland een waarde gekozen waarbij de modelberekeningen vergelijkbaar waren met de kalibratiedata. Bijzonder onzekere parameters zijn de atmosferische depositie van PAK, de fractie die het aandeel van verschillende PAK in het som 10-gehalte in het sediment aangeeft, de *refractaire fracties van de verschillende PAK* en de *refractaire afbraak van PAK*. Voor al deze parameters zijn grote ranges opgesteld. De ranges voor afbraakconstanten voor *refractaire PAK* zijn tevens gekalibreerd.

Het uitgangspunt voor de kalibratie is dat bij achtergrondbelasting (dus zonder opbrengen van specie) de gehalten in de bodem voor de categorieën 'Bouwland op zand' en 'Grasland op zand' constant moesten blijven. De *refractaire fracties van de verschillende PAK* in de atmosferische depositie en de fractie van de depositie die direct op land terecht komt zijn daarvoor geoptimaliseerd. Afbraakconstanten voor de verschillende PAK zijn daarvoor gedifferentieerd voor bouwland en grasland, waarbij de afbraak in bouwland lager is verondersteld dan in grasland. Op die manier bleven de gehalten in de landbodem voor die twee categorieën vrij constant en resulteerden 10.000 Monte Carlo simulaties in een vergelijkbare range voor de berekende som-10 PAK-gehalten en de gemeten gehalten. Bij het gebruik van de gekalibreerde parameters (fractie refractair in atmosferische depositie, fractie depositie direct op land en ranges voor afbraakconstanten voor bouwland en grasland) voor de andere landbodem-categorieën, bleken de berekende gehalten goed overeen te komen met de gemeten gehalten in de landbodem. Dit biedt voldoende houvast om de baggerscenario's mee door te rekenen.

## 5. PROGNOSE VAN DE TOEKOMSTIGE LANDBODEMKWALITEIT

In dit hoofdstuk volgen de resultaten met het in hoofdstuk 3 beschreven model. Monte Carlo simulaties worden uitgevoerd met uit een range getrokken waarden voor de in hoofdstuk 4 beschreven onzekere parameters onder invloed van verschillende scenario's. Hierbij zijn simulaties gedraaid van 50 jaar, van de huidige situatie naar het jaar 2040. Aan het einde van een dergelijke simulatie worden vlak voor het opbrengen van nieuwe specie de modeluitkomsten gebruikt, als ware het een veldmonster. In §5.1 t/m §5.4 worden de effecten van het verspreiden van baggerspecie met verschillende kwaliteit op de 4 verschillende typen landbodem getoond. In §5.5 wordt er vervolgens gekeken naar de kritische gehalten in de baggerspecie waarbij er op lange termijn geen toename in overschrijding van de streefwaarde op landbodem te verwachten is. Een toekomstscenario m.b.t. de atmosferische depositie is uitgewerkt in §5.6 en tenslotte is er in §5.7 gekeken naar het effect van bijzondere baggerscenario's.

### 5.1 Bouwland op zand

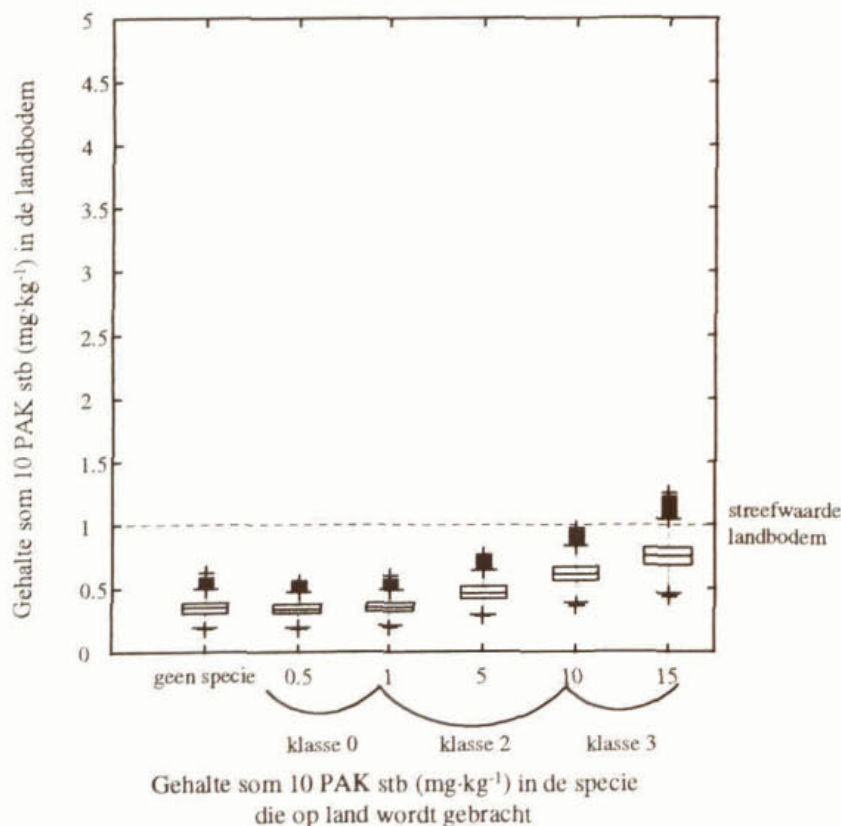
Bij bouwland op zand leidt vrijwel geen van de baggerscenario's tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem (zie fig. 5.1). Alleen bij klasse 3 specie met een gestandaardiseerd gehalte van  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (dus een absoluut gehalte van  $7.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , zie tabel 3.2) leidt 2 % van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem (zie tabel 5.1 en fig. 5.1). Gestandaardiseerde gehalten van 0.5 en  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  leiden niet tot een duidelijke toename van de gehalten in de landbodem. De gehalten bij het baggerscenario 'geen specie' liggen een fractie hoger dan bij de scenario's 0.5 en  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  stb. Er treedt bij de laatste twee een lichte verdunning op door de begravingsterm, omdat de gehalten refractaire PAK in de landbodem bij de achtergrondsituatie ('geen specie') hoger liggen dan de gehalten refractaire PAK in de specie. De refractaire gehalten PAK in de specie liggen namelijk lager dan het totale gehalte, waar de baggerscenario's naar zijn genoemd ('0.5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ' en '1  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ' bij standaardbodemsamenstelling).

*Tabel 5.1 Percentage berekeningen dat bij verschillende baggerscenario's bij bouwland op zand leidt tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem.*

| Baggerscenario                          | Percentage boven streefwaarde |
|---|-------------------------------|
| geen specie                             | 0                             |
| 0.5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 0                             |
| 1.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 0                             |
| 5.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 0                             |
| 10.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 0                             |
| 15.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 2                             |

Het aandeel van de verschillende PAK in de som van de 10 in de specie en verschillende afbraakconstanten voor de verschillende PAK kunnen de gehalten van de verschillende PAK in de landbodem beïnvloeden. Voor bouwland op zand is in bijlage V voor enkele scenario's

uitgewerkt wat de gehalten van verschillende PAK in de landbodem zijn bij verschillende baggerscenario's ten opzichte van de MTR's voor die PAK in de landbodem. Dit is gedaan in aansluiting op de discussie die gevoerd wordt in het kader van het opstellen van de 4e Nota Waterhuishouding, waarbij wordt overwogen de MTR-niveaus van de individuele verbindingen meer maatgevend te laten zijn.



**Figuur 5.1** Som-10 PAK gehalten in de landbodem, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, bij het verspreiden van baggerspecie met verschillende PAK-niveaus op bouwland op zandgrond.

## 5.2 Bouwland op klei

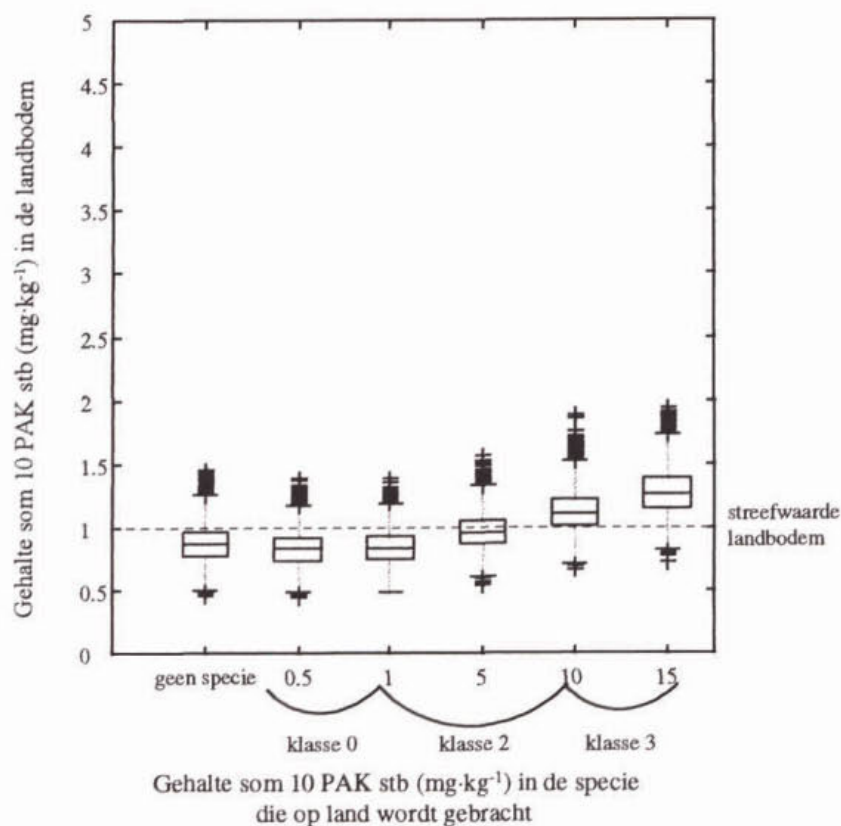
De streefwaarde voor de landbodem wordt bij de categorie bouwland op klei snel overschreden omdat de gehalten organisch materiaal hierbij erg laag liggen (zie §3.3). Bij een met de landbodem vergelijkbare samenstelling van de waterbodem (ongeveer 2% OM) mag specie met maximaal een absoluut som-10 PAK gehalte van 2 mg·kg<sup>-1</sup> worden opgebracht. Omgerekend naar standaardbodemsamenstelling komt dat namelijk overeen met een som-10 PAK gehalte van 10 mg·kg<sup>-1</sup>, waar de grens van klasse 2 naar klasse 3 sediment ligt.

Zelfs bij alleen achtergrondbelasting ('geen specie') resulteert reeds 19% van de berekeningen in een overschrijding van de streefwaarde voor de landbodem (zie tabel 5.2 en fig. 5.2). Het opbrengen van baggerspecie met een gestandaardiseerd gehalte van 0.5 of 1 mg·kg<sup>-1</sup> lijkt net als bij bouwland op zand tot een lichte verdunning te leiden van de gehalten in de landbodem (zie fig. 5.2). Dit wordt veroorzaakt doordat de gehalten refractaire PAK in de landbodem hoger liggen dan de refractaire gehalten in de specie. De refractaire gehalten in de specie zijn

**Tabel 5.2** Percentage berekeningen dat bij verschillende baggerscenario's bij bouwland op klei leidt tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem.

| Baggerscenario               | Percentage boven streefwaarde |
|------------------------------|-------------------------------|
| geen specie                  | 19                            |
| 0.5 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 10                            |
| 1.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 12                            |
| 5.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 38                            |
| 10.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb | 77                            |
| 15.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb | 95                            |

lager dan de totale gehalten in de specie van bijvoorbeeld 0.5 of 1 mg·kg<sup>-1</sup>. Hoewel het in de overschrijdingspercentages leidt tot bijna een halvering (van 19% bij geen specie tot 10% bij 0.5 mg·kg<sup>-1</sup>), is het verschil tussen de beide verdelingen niet significant. Er kan daarom van worden uitgegaan dat het onwaarschijnlijk is dat de gehalten in de waterbodem lager liggen dan de gehalten in de landbodem bij achtergrondbelasting, temeer daar de kwaliteit van de waterbodem sterk afhankelijk is van de kwaliteit van de landbodem door erosie (Kramer et al., 1997).



**Figuur 5.2** Som-10 PAK gehalten in de landbodem, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, bij het verspreiden van baggerspecie met verschillende PAK-niveaus op bouwland op kleigrond.

Een gestandaardiseerd som-10 PAK-gehalte van  $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie ( $0.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  absoluut, zie tabel 3.2) leidt t.o.v. de gehalten bij achtergrondbelasting tot een verdubbeling van de kans op een som-10 PAK gehalte in de landbodem boven de streefwaarde (38%, zie tabel 5.2 en fig. 5.2). Bij het verspreiden van baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  leidt zelfs 77% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem (zie tabel 5.2 en fig. 5.2). Bij  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  loopt dit op tot 95% kans op overschrijding. Desondanks leidt geen enkel scenario tot gehalten hoger dan  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de landbodem.

### 5.3 Grasland op klei

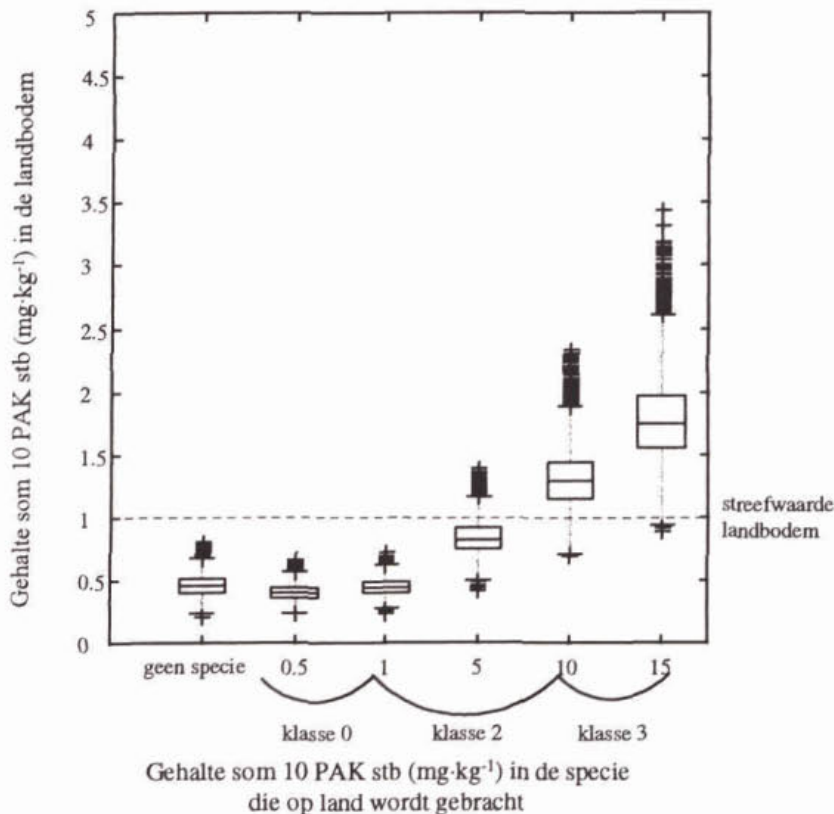
Grasland op klei is door het hogere percentage organisch materiaal (10%) minder gevoelig voor een overschrijding van de streefwaarde dan bouwland op klei. Wanneer de samenstelling van de waterbodem inderdaad vergelijkbaar is met die van de landbodem, mag er bij deze categorie volgens de huidige regelgeving (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993) ook baggerspecie met een hoger absoluut som-10 PAK gehalte worden opgebracht dan bij bouwland op klei (zie tabel 3.2). Dit levert vervolgens bij de baggerscenario's met lage gehalten in de specie minder snel overschrijdingen van de streefwaarde op dan bij bouwland op klei. Bij achtergrondbelasting en bij de baggerscenario's met de laagste gestandaardiseerde som-10 PAK gehalten ( $0.5$  en  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) leidt 0% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde voor een landbodem met die samenstelling (zie tabel 5.3 en fig. 5.3). Bij een gestandaardiseerd gehalte van  $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie leidt 9% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem, maar bij  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  is deze kans reeds 93% (zie tabel 5.3 en fig. 5.3).

*Tabel 5.3 Percentage berekeningen dat bij verschillende baggerscenario's bij grasland op klei leidt tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem.*

| Baggerscenario                           | Percentage boven streefwaarde |
|--|-------------------------------|
| geen specie                              | 0                             |
| $0.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 0                             |
| $1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 0                             |
| $5.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 9                             |
| $10.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 93                            |
| $15.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 100                           |

De reden voor deze snelle toename van de kans op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem bij het opbrengen van specie met hogere som-10 PAK gehalten is een combinatie van de mengdiepte bij grasland en de hogere absolute gehalten in de specie (zie §4.2). Doordat het gehalte organisch materiaal bij grasland op klei hoger is dan bij bouwland op klei zijn de absolute som-10 PAK gehalten in de te verspreiden specie hoger. Omdat bovendien de mengdiepte bij grasland veel kleiner is dan bij bouwland, is de accumulatie van PAK in de landbodem bij grasland veel sterker. Dit effect wordt enigszins verminderd doordat de afbraakconstanten bij grasland hoger zijn verondersteld dan bij bouwland (zie §4.3 en bijlage

IV). Bij landbodem-achtergrondgehalten in de slootspecie (tot zo'n  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) zijn de gehalten bij bouwland hoger dankzij de lagere afbraaksnelheid hierin, maar wanneer er specie verspreid wordt met een kwaliteit slechter dan de achtergrondgehalten in de landbodem nemen zoals gezegd de gehalten in grasland op klei sterker toe. Ondanks deze sterke toename blijven de gehalten in de landbodem zelfs bij verspreiding van klasse 3 specie beneden  $3.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .



**Figuur 5.3** Som-10 PAK gehalten in de landbodem, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, bij het verspreiden van baggerspecie met verschillende PAK-niveaus op grasland op kleigrond.

#### 5.4 Grasland op veen

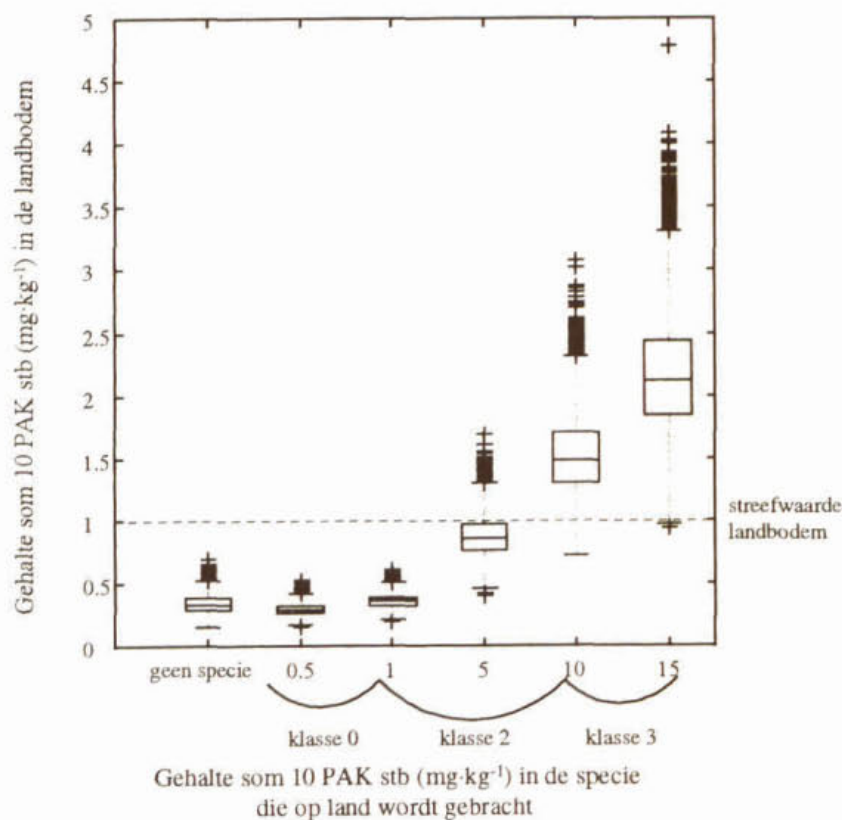
Bij categorie 'grasland op veen' mag in vergelijking met de andere categorieën, door het hoge percentage OM, baggerspecie met de hoogste absolute gehalten worden verspreid (zie tabel 3.2). De gehalten in de landbodem bij achtergrondbelasting en de twee baggerscenario's met de laagste gehalten ( $0.5$  en  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  stb.) lijken niet erg sterk van elkaar te verschillen. De kans op een overschrijding van de streefwaarde is in ieder geval bij deze drie scenario's 0% (zie tabel 5.4 en fig. 5.4). Bij een gestandaardiseerd gehalte van  $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $12.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  absoluut, zie tabel 3.2) is de kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem 22%, bij  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  absoluut, zie tabel 3.2) in de specie leidt al 98% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem (zie tabel 5.4 en fig. 5.4).



**Tabel 5.4** Percentage berekeningen dat bij verschillende baggerscenario's bij grasland op veen leidt tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem.

| Baggerscenario               | Percentage boven streefwaarde |
|------------------------------|-------------------------------|
| geen specie                  | 0                             |
| 0.5 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 0                             |
| 1.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 0                             |
| 5.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb  | 21                            |
| 10.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb | 98                            |
| 15.0 mg·kg <sup>-1</sup> stb | 100                           |

De sterke toename van de kans op overschrijdingen van de streefwaarden in de landbodem bij het opbrengen van baggerspecie met hogere gestandaardiseerde som-10 PAK gehalten wordt, net als bij grasland op klei, veroorzaakt doordat de absolute gehalten in de specie door het hoge gehalte organisch materiaal flink hoger liggen dan de absolute gehalten in de specie bij de bouwland-categorieën (zie tabel 3.2), terwijl een sterkere accumulatie optreedt doordat de mengdiepte bij grasland veel kleiner is dan bij bouwland (zie ook §4.2). Deze sterke accumulatie wordt zoals eerder vermeld enigszins verminderd doordat de afbraakconstanten voor PAK bij grasland hoger zijn dan bij bouwland (zie §4.3 en bijlage IV). Net als bij grasland op klei zijn hierdoor de berekende gehalten laag bij situaties waarbij speciekwaliteit beter of vergelijkbaar is met achtergrondgehalten in de landbodem, terwijl de stijging groot is



**Figuur 5.4** Som-10 PAK gehalten in de landbodem, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, bij het verspreiden van baggerspecie met verschillende PAK-niveaus op grasland op veengrond.

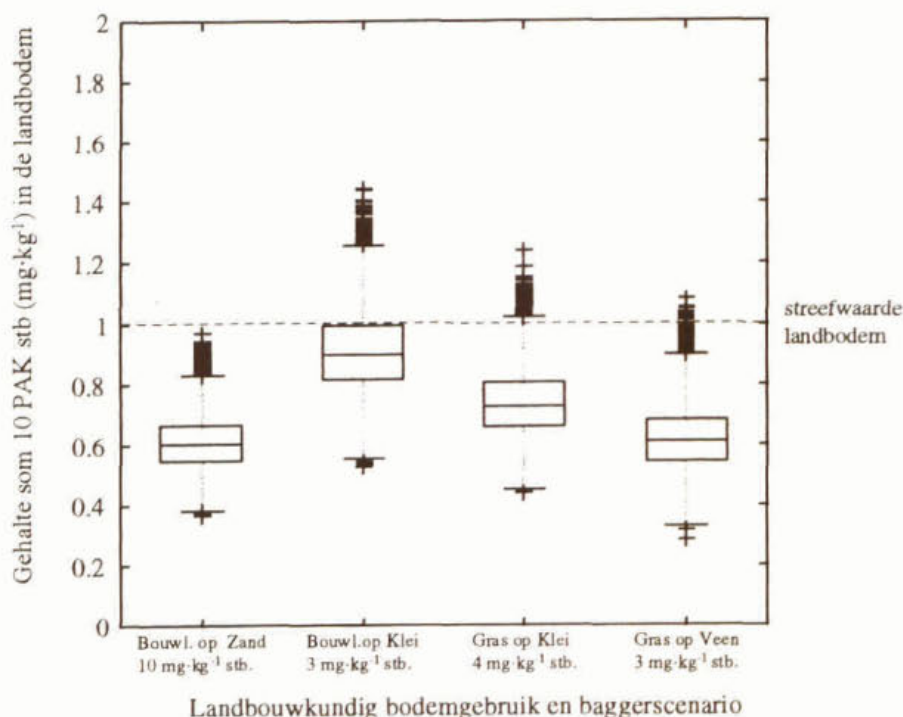
als de kwaliteit van de specie minder is. Ondanks de sterke toename van overschrijding van de streefwaarde leidt dit niet tot bijzonder hoge gehalten. Er blijkt namelijk slechts een verwaarloosbare kans te zijn op gehalten boven  $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

### 5.5 Kritische gehalten in baggerspecie

Wanneer het op lange termijn overschrijden van de streefwaarde landbodem het criterium zou zijn om het verspreiden van baggerspecie wel of niet toe te staan, zou het afhankelijk zijn van het type bodem en landgebruik welke kwaliteit baggerspecie verspreid mag worden. Voor bouwland op zand is de kans op overschrijdingen van de streefwaarde in de landbodem zelfs bij een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie nog 0%. Voor grasland op zand en grasland op klei neemt de kans op overschrijdingen van de streefwaarde in de landbodem nauwelijks toe wanneer er bij deze categorieën baggerspecie met som-10 PAK gehalten van respectievelijk 4 en  $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  verspreid wordt (zie tabel 5.5). Bij de categorie bouwland op klei is de kans op overschrijdingen van de streefwaarde zonder dat er baggerspecie wordt verspreid reeds 20%. Wanneer er bij deze categorie baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt verspreid, neemt de kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem slechts met 5% toe (zie tabel 5.5). In figuur 5.5 is te zien dat de overschrijding van de streefwaarde in de landbodem bij de kritische som-10 PAK gehalten in de baggerspecie, behalve bij bouwland op klei, voornamelijk outliers betreft. Voor bouwland op klei is de ligging van het gemiddelde gehalte in de landbodem en de ligging van de verschillende grenzen van de boxplot (whiskers, 25<sup>e</sup> en 75<sup>e</sup> percentiel) sterk vergelijkbaar met de situatie waarin geen specie wordt verspreid (vergelijk fig. 5.2 met fig. 5.5). Het voorgaande betekent dat klasse 2 baggerspecie niet per definitie tot een verhoging van landbodemgehalten hoeft te leiden (zie verder §6.1.2).

**Tabel 5.5** *Percentage berekeningen dat bij kritische som-10 PAK gehalten in de specie (kolom 'kritisch baggerscenario') leidt tot som-10 PAK gehalten in de landbodem onder de streefwaarde (kolom 'percentage boven streefwaarde bij genoemd baggerscenario') in vergelijking met de kans op overschrijdingen van de streefwaarde in de landbodem waar geen baggerspecie wordt verspreid (kolom 'percentage boven streefwaarde bij scenario geen specie').*

| Categorie        | Kritisch baggerscenario                | Percentage boven streefwaarde bij genoemd baggerscenario | Percentage boven streefwaarde bij scenario 'geen specie' |
|------------------|--|--|--|
| Bouwland op zand | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 0  | 0  |
| Bouwland op klei | $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 19   | 24   |
| Grasland op klei | $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 1  | 0  |
| Grasland op veen | $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb  | 0  | 0  |



**Figuur 5.5** Kritische niveaus van som-10 PAK gehalten in de baggerspecie bij verschillende categorieën waarbij de kans op overschrijdingen van de streefwaarde in de landbodem niet groter is dan bij de situatie waar geen baggerspecie wordt verspreid.

## 5.6 Toekomstscenario's

### 5.6.1 Atmosferische depositie

Beleidsvoornemens zijn er sterk op gericht de atmosferische depositie van PAK te reduceren (zie tabel 5.6). Om een idee te geven wat het effect is van emissiereducerende maatregelen met betrekking tot PAK op de gehalten in de landbodem, zijn met het model scenario's doorgerekend waarbij een geleidelijke afname van de atmosferische depositie van 50% in 50 jaar is meegenomen. Dit is gedaan voor de gehalten in de landbodem bij achtergrondbelasting (dus zonder het opbrengen van baggerspecie) en voor het baggerscenario waarbij elke 10 jaar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van 10 mg·kg<sup>-1</sup> wordt opgebracht. Bij deze toekomstscenario's neemt de atmosferische depositie jaarlijks met 1% af, wanneer wordt verondersteld dat over 50 jaar (2040) een reductie van 50% is gerealiseerd. Hoewel het te verwachten is dat bij een afnemende atmosferische depositie de gehalten in de waterbodem afnemen door de afnemende gehalten in de landbodem en de afnemende atmosferische depositie, is voor de overzichtelijkheid alleen een afname van de depositie gesimuleerd. Een koppeling tussen IRIS-sediment en IRIS-soil maakt het mogelijk om de ontwikkelingen in atmosferische depositie, landbodemkwaliteit en sedimentkwaliteit gecombineerd en integraal door te rekenen.

**Tabel 5.6** *Beleidsdoelstellingen, benodigde reducties en prognose van de realisatie van de reductie van de atmosferische depositie van PAK.*

| Beleidsdocument                        | Richtjaar | Emissiereductie-<br>doelstelling<br>(t.o.v. 1985) | Benodigde<br>emissiereductie | Prognose<br>realisatie |
|--|-----------|---|------------------------------|------------------------|
| Nat. Milieubeleidsplan (1989)          | 2010      | 90%   |                              |                        |
| Beleidsstandpunt PAK (1994)            | 2010      | >75%  |                              |                        |
| SPEED PAK (1991),<br>vaststaand beleid | 2010      |   |                              | -10 tot -5%            |
| SPEED PAK (1991),<br>extra maatregelen | 2010      |   |                              | 45 tot 50%             |
| Lijzen en Franken, 1996b               |           |   | 0-90%*                       |                        |

\* Range afgeleid voor verschillende PAK aan de hand van streefwaarden voor deze PAK (MILBOWA, 1993) bij verschillende typen bodems en voor gemiddelde en lage afbraaksnelheden voor de 10 PAK van VROM.

Het is duidelijk dat bij het verspreiden van baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in combinatie met een afname van de atmosferische depositie tot een kleinere kans op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem leidt dan dezelfde scenario's bij gelijkblijvende atmosferische depositie. Voor achtergrondbelasting bij gelijkblijvende atmosferische depositie is de kans op een overschrijding van de streefwaarde bij drie van de vier categorieën 0%. Bij bouwland op klei was dat 19%, maar bij een geleidelijke afname van de atmosferische depositie is die kans duidelijk lager (0.5%, zie tabel 5.7). De gemiddelde gehalten in de landbodem bij achtergrondbelasting en bij het verspreiden van baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , waarbij de depositie van PAK geleidelijk afneemt, liggen duidelijk lager dan de som-10 PAK gehalten bij dezelfde baggerscenario's en een gelijkblijvende depositie van PAK.

**Tabel 5.7** *Kans op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem bij een afnemende atmosferische depositie van 1% per jaar (50% over 50 jaar) en verschillende baggerscenario's bij de verschillende categorieën voor landbouwkundig bodemgebruik in vergelijking met de uitkomsten bij gelijkblijvende atmosferische depositie.*

| Categorie        | Baggerscenario                         | Afname atm. depositie<br>50% in 50 jaar | Bij gelijkblijvende atm.<br>depositie |
|------------------|--|---|---------------------------------------|
| Bouwland op zand | geen specie                            | 0                                       | 0                                     |
|                  | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 0                                       | 0                                     |
| Bouwland op klei | geen specie                            | 0.5                                     | 19                                    |
|                  | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 25.2                                    | 77                                    |
| Grasland op klei | geen specie                            | 0                                       | 0                                     |
|                  | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 19.3                                    | 93                                    |
| Grasland op veen | geen specie                            | 0                                       | 0                                     |
|                  | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb | 94.8                                    | 98                                    |

## 5.7 Bijzondere baggerscenario's

### 5.7.1 Effect vaker baggerspecie verspreiden

Uit het eerste deel van dit onderzoek bleek dat het voor de waterbeheerder aantrekkelijk kon zijn om vaker te baggeren, omdat de naar standaardbodem omgerekende som-10 PAK gehalten na verloop van tijd de grenswaarde konden overschrijden door afbraak van organisch materiaal in het sediment (Kramer et al., 1997). Dit kan echter, gezien de halfwaardentijd voor verschillende PAK, de gehalten in de landbodem negatief beïnvloeden. Dit bleek bij de gevoeligheidsanalyse ook inderdaad het geval te zijn (zie §4.1, tabel 4.3), waardoor er voor is gekozen het vaker opbrengen van baggerspecie, nl. eens in de 5 jaar, als een apart scenario mee te nemen. Hierbij is alleen het baggerscenario meegenomen waar de baggerspecie bij de huidige regelgeving (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993) nog op de kant verspreid zou mogen worden ( $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij standaardbodemsamenstelling). Er moet echter wel een kanttekening bij dit scenario geplaatst worden: als aanname in het model geldt dat de hoeveelheid specie per baggeractiviteit hetzelfde blijft, dus in vergelijking met eenmaal in de 10 jaar baggeren, wordt er bij bovenstaand scenario tweemaal zoveel specie op het land gezet.

Uit tabel 5.8 wordt duidelijk dat vaker baggerspecie verspreiden leidt tot een grotere kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem. Bij de categorie bouwland op zand was de kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem bij het eens in de tien jaar verspreiden van baggerspecie met een som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  nog 0%. Bij eens in de vijf jaar baggerspecie verspreiden met dezelfde kwaliteit, leidt ongeveer 24% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem. Bij beide baggerfrequenties zijn de gehalten in de landbodem na vijftig jaar ongeveer op een stabiel niveau. Bij bouwland op klei is de toename van het aantal berekeningen dat leidt tot een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem ook ongeveer 25% (zie tabel 5.8). Voor de twee grasland-categorieën is de toename van de kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem bij vaker baggerspecie verspreiden kleiner dan bij de bouwland-categorieën. De kans op het overschrijden van de streefwaarde in de landbodem (bij het verspreiden van baggerspecie met een som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) op grasland is zowel bij eens in de tien jaar als bij eens in de vijf jaar baggerspecie verspreiden groter dan de kans op het overschrijden van de streefwaarde op bouwland.

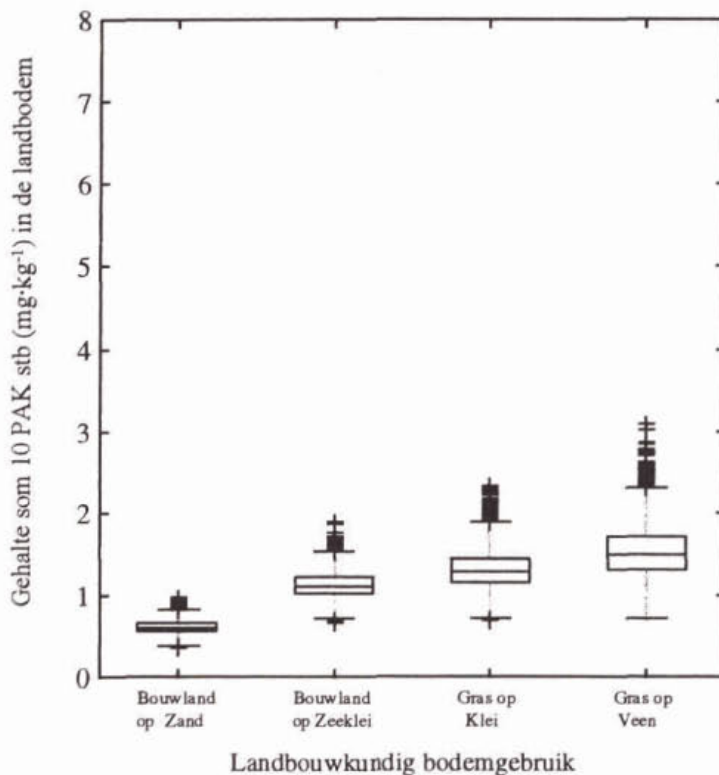
*Tabel 5.8 Percentage berekeningen dat bij eens in de tien en eens in de vijf jaar baggerspecie verspreiden (met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) bij de verschillende categorieën leidt tot een gehalte boven de streefwaarde in de landbodem.*

| Baggerscenario                                       | Baggerperiode 10 jaar | Baggerperiode 5 jaar |
|--|-----------------------|----------------------|
| Bouwland op zand, $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 0                     | 23.7                 |
| Bouwland op klei, $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 77                    | 99.1                 |
| Grasland op klei, $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 93                    | >99.9                |
| Grasland op veen, $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 98                    | 100                  |

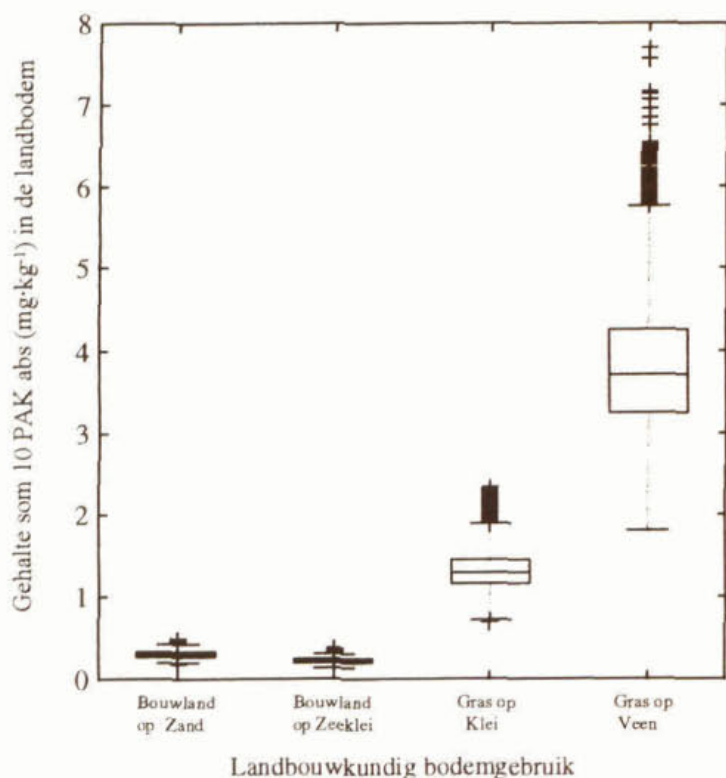
### 5.7.2 Verspreiding baggerspecie met gelijke absolute gehalten bij verschillende categorieën

Het omrekenen naar standaardbodemsamenstelling voor zowel de gehalten in de opgebrachte specie als de gehalten in de landbodem kan een vertekend beeld veroorzaken van de feitelijke gehalten in de landbodem. De gestandaardiseerde gehalten in de landbodem bij het opbrengen van baggerspecie met een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  voor de categorieën bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen, verschillen nauwelijks van elkaar (zie figuur 5.6). Bij grasland op klei en bij grasland op veen wordt echter baggerspecie met een veel hoger absoluut som-10 PAK gehalte opgebracht dan bij bouwland op klei. Bovendien wordt de specie bij grasland met een veel kleinere hoeveelheid bodemmateriaal gemengd dan bij bouwland omdat de mengdiepte in bouwland zes keer groter is dan de mengdiepte bij grasland, waardoor in bouwland een veel sterkere verdunning optreedt. Deze twee aspecten (verschillen in absolute gehalte in de specie en verschillen in mengdiepte) komen bij de omrekening van de berekende gehalten in de landbodem naar standaardbodemsamenstelling niet meer naar voren.

In figuur 5.7, waar de gehalten in de landbodem niet zijn omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, zijn deze verschillen tussen de categorieën bij hetzelfde baggerscenario wel duidelijk te zien. De absolute som-10 PAK gehalten in de landbodem bij de bouwland-categorieën zijn duidelijk lager dan de gehalten bij de grasland-categorieën. Daarnaast is er een



**Figuur 5.6** Gestandaardiseerde som-10 PAK gehalten in de landbodem bij verschillende categorieën, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht.

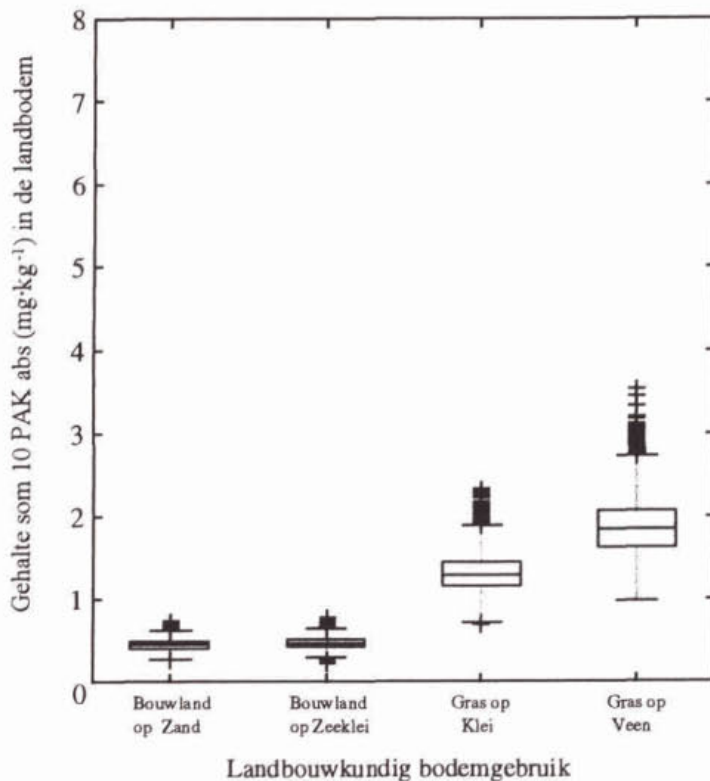


**Figuur 5.7** Absolute som-10 PAK gehalten in de landbodem bij verschillende categorieën, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht.

groot verschil te zien tussen de absolute gehalten in de landbodem bij grasland op klei en grasland op veen. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat bij veen specie met hetzelfde gestandaardiseerde som-10 PAK gehalte als bij de andere categorieën op een veel hoger absoluut som-10 PAK gehalte uitkomt door het hoge percentage organisch materiaal (zie tabel 3.2). Bij bouwland op zand is het absolute gehalte in de specie door het lage percentage organisch materiaal het laagst. De absolute gehalten in de landbodem bij deze categorie liggen daarom het laagst ten opzichte van de andere categorieën.

Wanneer bij alle categorieën specie met hetzelfde absolute som-10 PAK gehalte ( $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) wordt opgebracht, is te zien dat de absolute gehalten in de landbodem bij bouwland op zand en bouwland op klei bijna gelijk zijn (zie fig. 5.8), terwijl de gehalten in de landbodem bij bouwland bij het verspreiden van gelijke gestandaardiseerde gehalten lager lag dan bij bouwland op zand (vergelijk met fig. 5.6). De gehalten in de landbodem bij grasland op klei en bij grasland op veen zijn bij dit baggerscenario duidelijk hoger omdat er bij die categorieën minder verdunning optreedt dan bij bouwland omdat de mengdiepte 5 cm is i.p.v. 30 cm. Dit effect wordt bij grasland op veen nog versterkt omdat de porositeit bij veen veel hoger is en er per volumedeel dus minder droge stof aanwezig is. De absolute gehalten in de landbodem bij grasland op veen liggen veel lager dan wanneer er een gestandaardiseerd gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  verspreid wordt (vergelijk figuur 5.7 met 5.8), aangezien er bij die situatie een veel hoger absoluut som-10 PAK gehalte verspreid wordt van  $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Wanneer de gehalten in de landbodem uit figuur 5.8 omgerekend zouden worden naar standaardbodemsamenstelling,

zouden de gehalten bij bouwland op zand en bij bouwland op klei respectievelijk twee en vijf keer zo hoog uitkomen. De gehalten in de landbodem bij grasland op veen zouden een factor 0.4 lager uitvallen. De gehalten bij grasland op klei zouden op hetzelfde niveau blijven omdat er bij die categorie wordt uitgegaan van 10% organisch materiaal.



**Figuur 5.8** Absolute som-10 PAK gehalten in de landbodem bij verschillende categorieën, waar baggerspecie met een absoluut gehalte van 10 mg·kg<sup>-1</sup> wordt opgebracht.

Aangezien de correctie voor organisch stofgehalte voor bodems met een organisch stofgehalte beneden 10% voor de interventiewaarde voor PAK teveel problemen opleverden, is deze correctie voor de betreffende bodems losgelaten (Circulaire interventiewaarden bodemsanering voor PAK, 1996). Er is discussie gaande om de organisch stofcorrectie voor bodems met een organisch stofgehalte boven de 10% ook los te laten, en dit door te voeren voor de toetsingswaarde voor waterbodems (voor de landbodem bestaat geen toetsingswaarde). Dit zou betekenen dat bij waterbodems met een laag gehalte OM (<10%) specie met hogere absolute som-10 PAK gehalten verspreid zou mogen worden dan bij de omrekening naar standaardbodemsamenstelling gebruikelijk is. Bij waterbodems met een organisch stofgehalte hoger dan 10% zou dan specie met een lager absoluut som-10 PAK gehalte verspreid mogen worden dan bij de correctie voor standaardbodemsamenstelling gebruikelijk is. De maximale gehalten in de specie waarbij verspreiding nog wordt toegestaan zouden dan bij waterbodems met een organisch stofgehalte onder 10% worden verruimd en bij waterbodems met een organisch stofgehalte boven 10% worden beperkt. Een dergelijke maatregel zou inhouden dat bij bouwland op zand of klei, bij het verspreiden van specie met een gehalte net onder de toetsingswaarde, de kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem toeneemt



(zie tabel 5.9). Bij grasland op veen zou een dergelijke maatregel een positief effect hebben op de kans op een overschrijding van de streefwaarde in de landbodem.

**Tabel 5.9** Percentage berekeningen dat bij een absoluut en bij een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij de verschillende categorieën leidt tot een gehalte boven de streefwaarde.

| Categorie        | Percentage boven streefwaarde                        |  |
|------------------|--|--|
|                  | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ abs. in de specie | $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ stb. in de specie |
| Bouwland op zand | 21   | 0  |
| Bouwland op klei | 100  | 77   |
| Grasland op klei | 93   | 93   |
| Grasland op veen | 4  | 98   |

### 5.8 Samenvatting

Bij bouwland op zand leidt vrijwel geen van de baggerscenario's tot een overschrijding van de streefwaarde voor som-10 PAK in de landbodem. Alleen bij een gehalte van  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie (klasse 3), omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, bestaat er een kleine kans op overschrijdingen van de streefwaarde. Bij de categorie bouwland op klei wordt de streefwaarde snel overschreden omdat het percentage organisch materiaal in de landbodem bij deze categorie erg laag is. Zelfs bij alleen achtergrondbelasting leidt bijna 20% van de berekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde. Hoewel bij het baggerscenario met het hoogste som-10 PAK gehalte in de specie ( $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  stb) slechts 5% van de berekeningen leidt tot een gehalte onder de streefwaarde, liggen alle berekende gehalten in de landbodem onder  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij standaardbodemsamenstelling.

De grasland-categorieën zijn door het hogere gehalte aan organisch materiaal (10% bij grasland op klei en 25% bij grasland op veen) minder gevoelig voor overschrijdingen van de streefwaarden in de landbodem, maar aangezien OM-gehalten in de sloten waarschijnlijk vergelijkbaar zijn, mogen er bij die categorieën hogere absolute gehalten op de landbodem verspreid worden. Tot een gehalte van  $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling, is de kans op een gehalte onder de streefwaarde bij grasland op klei en veen het grootst. Bij de baggerscenario's 10 en  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in de specie (omgerekend naar standaardbodemsamenstelling) is echter bij beide grasland-categorieën juist de kans op een overschrijding van de streefwaarden in de landbodem groter dan in vergelijking met bouwland. Dit komt door de hoge absolute gehalten bij de graslandscenari'o's terwijl de mengdiepte kleiner is. De gehalten in de landbodem zijn gemiddeld het hoogst bij de categorie grasland op veen waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  op wordt verspreid.

Gekeken is naar de kritische niveaus waarop geen toename in de kans op overschrijding van de streefwaarde gevonden wordt ten opzichte van de situatie zonder dat er specie wordt verspreid. Voor de categorieën bouwland op zand, bouwland op klei, grasland op klei en

grasland op veen zijn de gevonden gehalten in de specie respectievelijk 10, 3, 4 en 3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij standaardbodemsamenstelling.

Wanneer de komende vijftig jaar de atmosferische depositie geleidelijk afneemt met 1% per jaar (dus 50% over vijftig jaar) neemt de kans op overschrijdingen van de streefwaarden bij het verspreiden van specie met verschillende kwaliteitsniveaus af. Bij bouwland op klei neemt de kans op een gehalte onder de streefwaarde zonder het verspreiden van specie toe met bijna 20%, en bij het verspreiden van specie met een gestandaardiseerd gehalte van 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  neemt die kans zelfs toe met 50%. Bij grasland op klei neemt die kans bij het verspreiden van specie met dezelfde kwaliteit toe met 13%, en bij grasland op veen is dat 3%. Bij bouwland op zand was de kans op een som-10 PAK gehalte in de landbodem bij beide baggerscenario's (geen specie en specie met 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte) reeds 100%.

Uit de gevoeligheidsanalyse kwam reeds naar voren dat het som-10 PAK gehalten in de landbodem bij eens in de vijf jaar baggerspecie verspreiden hoger wordt dan bij eens in de tien jaar een zelfde hoeveelheid specie van dezelfde kwaliteit verspreiden. Bij eens in de vijf jaar specie verspreiden met een gestandaardiseerd som 10 PAK-gehalte van 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  is de kans op een gehalte onder de streefwaarde in de landbodem respectievelijk 76, 1, 0 en 0% voor de categorieën bouwland op zand, bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen. Ten opzichte van een kans van 100, 23, 7 en 1% voor deze vier categorieën is dat duidelijk een verslechtering.

De omrekening naar standaardbodemsamenstelling geeft een vertekend beeld wat de absolute som-10 PAK gehalten in de landbodem kunnen worden bij het verspreiden van baggerspecie. Wanneer specie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  verspreid wordt, resulteert dit voor de bouwland-categorieën in een absoluut som-10 PAK gehalte tussen 0 en 1  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , voor grasland op zand komt dit gehalte tussen 1 en 3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  te liggen en voor grasland op veen ongeveer tussen 2 en 8  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Wanneer specie met gelijke absolute som-10 PAK gehalten van 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt verspreid, zijn deze ranges respectievelijk tussen 0 en 1, tussen 0.8 en 3 en ongeveer tussen 1 en 4  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .



## 6. DISCUSSIE EN CONCLUSIES

### 6.1 Discussie

#### 6.1.1 Gevolgen gehanteerde vooronderstellingen voor uitkomsten

De mengdiepten voor grasland en bouwland zijn op basis van de monsterdiepten uit het onderzoek van Lagas en Groot (1996) gekozen op respectievelijk 5 en 30 centimeter. In de praktijk liggen deze mengdiepten voor grasland en bouwland niet precies op deze waarden, maar zullen er verschillen bestaan tussen verschillende gebieden, verschillende percelen en waarschijnlijk zal het perceel zelf ook heterogeen zijn. Voor grasland op zand is het reeds duidelijk dat het perceel regelmatig over een grotere diepte gemengd wordt (mondelijke mededelingen Van der Plicht en Baks, 1996). Een verdubbeling van de mengdiepte zal bij gelijkblijvende afbraak grofweg een halvering van de som-10 PAK gehalten in de landbodem betekenen (zie tabel 4.2 en 4.3). Het is echter ook vrij waarschijnlijk dat de afbraak op grotere diepte wat lager ligt dan bovenin, omdat de zuurstofvoorziening daar minder optimaal is. Dit is het uitgangspunt geweest om voor grasland en bouwland verschillende afbraakconstanten te hanteren. Aangezien er grote onzekerheid bestond omtrent de in situ afbraak van refractaire PAK, zijn daarvoor grote ranges gehanteerd (zie bijlage IV). Door deze grote ranges voor onder andere de afbraakconstanten zal enige variatie in de mengdiepte, die niet erg zal variëren rond de geschatte waarden, geen grote verschuivingen veroorzaken in de berekende kansen op overschrijdingen van de streefwaarden in de landbodem.

Bij de kalibratiedata (figuur 4.3) leken de gemeten gehalten in de landbodem bij alleen atmosferische depositie op grasland op zand niet erg te verschillen met de gemeten gehalten bij bouwland op zand. Bij grasland op zand betreft het natuurlijk monsters van de bovenste 5 cm van de bodem, terwijl het bij bouwland op zand monsters betreft van de bovenste 30 cm. Waarschijnlijk zijn de gehalten bij grasland en bouwland op zand over een diepte van 20-30 cm vrijwel gelijk omdat zowel bouwland als grasland regelmatig wordt geploegd of op een andere manier over een dergelijke diepte gemengd. Wanneer bij grasland op zand baggerspecie wordt verspreid, is dit veelal een aanleiding om het perceel te scheuren of te ploegen. Het is daarom vrij waarschijnlijk dat de gehalten in de landbodem bij grasland op zand bij het verspreiden van baggerspecie sterk vergelijkbaar zijn met de gehalten in de landbodem bij bouwland op zand waar baggerspecie op wordt verspreid. Op de plaatsen waar grasland op zand minder intensief wordt gemengd, zullen de gehalten allicht hoger liggen (zie tabel 4.2 en 4.3).

De ranges die bij de berekeningen zijn gebruikt voor de atmosferische depositie zijn zo ruim, dat het effect van meer of minder achterblijven van PAK op gewas (indirecte atmosferische depositie) geen grote verschuivingen zal veroorzaken in de kans op overschrijdingen van de streefwaarden in de landbodem. Wanneer alle atmosferische depositie uiteindelijk in de bodem terecht zou komen (zie tabel 4.2), heeft dit geen enorme stijging van het som-10 PAK gehalte van de bodem tot gevolg. Op bouwland waar voornamelijk suikerbieten en aardappelen worden verbouwd, zou inderdaad 100% van de atmosferische depositie in de bodem terecht kunnen komen omdat daarbij al het loof

op het land achterblijft. Het geoogste gewas zit namelijk onder de grond en daarop komt allicht geen atmosferische depositie terecht.

Uit verschillende onderzoeken in Engeland (Jones et al., 1989; Wild et al., 1990 en Wild et al., 1991) is tot halverwege de jaren tachtig een stijging in het som-10 PAK gehalte in de landbodem waar te nemen. De meeste meetgegevens uit die onderzoeken doen een lichte stijging vermoeden, waarbij de meest recente metingen overeenkomen met absolute gehalten zoals die in Nederland gevonden worden. Het is daarbij aannemelijk dat in Nederland de gehalten op een dergelijke manier zijn opgelopen tot in ieder geval halverwege de jaren tachtig. Vanaf die tijd zijn beleidsstandpunten geformuleerd waarbij een reductie van de PAK-emissies centraal staat (zie tabel 5.7). De realisatie van de emissiereducties is nog enigszins dubieus, maar het lijkt onwaarschijnlijk dat de emissie van PAK sterk is toegenomen. Ook als er gekeken wordt naar de latere meetseries van Wild et al. (1990,1991) valt op dat er weliswaar fluctuaties te zien zijn, maar dat van een sterke toename geen sprake meer is.

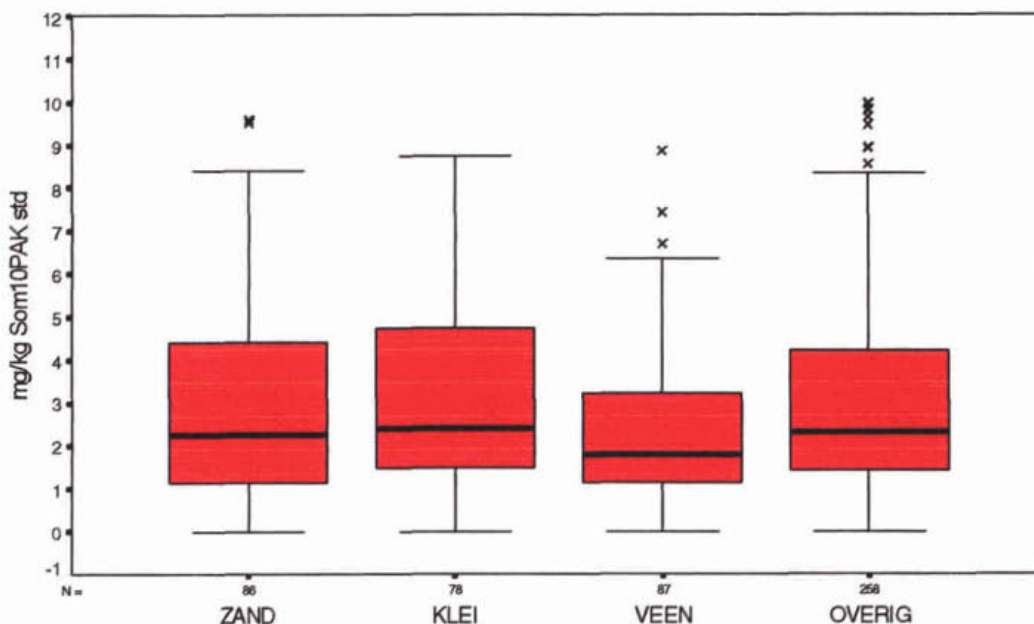
Bij de berekeningen m.b.t. de huidige situatie is er uitgegaan van een gekalibreerd evenwicht tussen atmosferische depositie en afbraak, zoals beschreven in §4.2. Bij het berekenen van toekomstige gehalten (§5.1 t/m 5.4) is het van belang in welke mate de atmosferische depositie verandert aangezien dat ook dit het ingestelde evenwicht verstoort. Hiervoor zijn de modeluitkomsten namelijk bijzonder gevoelig (§4.2). Bij de scenarioberekeningen is aangenomen dat dit evenwicht gehandhaafd blijft omdat de atmosferische depositie van PAK constant verondersteld wordt.

Bij het doorrekenen van toekomstscenario's en andere baggerscenario's was het met de huidige modules IRIS-sediment en IRIS-soil niet mogelijk om een koppeling tussen waterbodem en landbodem te maken. Daarom is het toekomstscenario m.b.t. atmosferische depositie niet doorvertaald in een verbetering in speciekwiteit, via o.a. uit- en afspoeling. Ook is daardoor bij het berekenen van de effecten van een ander baggerinterval de hoeveelheid specie die per baggeractiviteit op het land gebracht wordt, onafhankelijk van die interval; m.a.w. bij een verdubbeling van de baggeractiviteiten zal er ook tweemaal zoveel specie worden afgezet. Een koppeling tussen de beide modules zal in deze gevallen voor een verbetering zorgen.

#### 6.1.2 Overschrijding streefwaarde

Bij het berekenen van effecten van toekomstscenario's met betrekking tot atmosferische depositie is uitgegaan van 50% reductie in 50 jaar (zie §5.6). Dit levert al een verbetering op van de kans op overschrijding van de streefwaarde in sommige categorieën tot 50%. Hierbij is echter geen rekening gehouden met een koppeling tussen verbetering in landbodemkwaliteit en waterbodemkwaliteit, hoewel deze wel duidelijk gerelateerd zijn (Kramer et al., 1997). Er zou dus een grotere verbetering van waterbodem- en landbodemkwaliteit bij een dergelijke 50% reductie van atmosferische depositie kunnen optreden. De vraag welk percentage reductie bereikt zou kunnen worden in 50 jaar tijd is overigens in dit onderzoek niet aan de orde.

De data uit het LAWABO-bestand (Bakker, 1997) geven een beeld van de verdeling van de gestandaardiseerde gehalten tot en met klasse 2 van de verschillende sloottypen (fig. 6.1). Een groot deel van de data ligt onder in de klasse 2 range. Wanneer deze gehalten vergeleken worden met de kritische niveaus uit §5.5, dan blijkt voor zandgrond dat bij verspreiding van alle gemeten LAWABO-gehalten geen overschrijding van de streefwaarde in de landbodem wordt veroorzaakt. Bij klei, veen en overige slootbodems geeft respectievelijk 63%, 74% en 63% van de gemeten som-10 PAK gehalten uit dit bestand geen grotere kans op overschrijding van de streefwaarde in



**Figuur 6.1** Verdeling van gestandaardiseerde som-10 PAK gehalten tot en met klasse 2 bij verschillende sloottypen uit LAWABO (Bakker, 1997).

vergelijking met de situatie waarbij geen baggerspecie wordt opgebracht. Bij bouwland op klei is de kans op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem zonder dat er specie wordt verspreid reeds 20%. Dit geeft aan dat een groot deel van de aanwezige klasse 2 specie geen overschrijding van de streefwaarde in de landbodem veroorzaakt. Wanneer de berekende gehalten voor de verschillende PAK in de landbodem bij verschillende baggerscenario's vergeleken worden met de meest recente MTR's voor bodem, blijkt dat er bij het verspreiden van baggerspecie met gestandaardiseerde gehalten van  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  alleen kans is op overschrijdingen van de MTR's voor benzo(a)antraceen en benzo(a)pyreen.

Bovenstaande wijst op de wenselijkheid van een nuancering van het voorgenomen beleid om klasse 2 baggerspecie op basis van PAK niet meer op de kant te verspreiden. Er is behoefte aan een inschatting van de ecotoxicologische en humane risico's of om de ernst van eventuele overschrijding van streefwaarden dan wel MTR's inzichtelijk te maken. Hiertoe zal in een volgend onderdeel van dit project o.m. gekeken worden naar de ecotoxicologische en humane effecten van verspreiding van baggerspecie, verontreinigd met PAK.

## 6.2 Conclusies

- Het verspreiden van specie met som-10 PAK gehalten tot en met  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (streefwaarde waterbodem) leidt op een termijn van 50 jaar niet tot een toename van de overschrijdingskans van de streefwaarde in de landbodem ten opzichte van de situatie waarbij geen baggerspecie wordt verspreid (uitsluitend atmosferische depositie). De gehalten variëren bij de verschillende type bodem en landgebruik tussen  $0.1$  en  $1.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , waarbij de laatste gehalten gevonden worden bij bouwland op klei, waar het % organisch materiaal (%OM) laag is.
- Verspreiden van specie met som-10 PAK gehalten tot  $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  leidt tot een geringe toename van maximaal 20% van de overschrijdingskans van de streefwaarde in de landbodem ten opzichte van de situatie waarbij geen baggerspecie wordt verspreid (uitsluitend atmosferische depositie). De gehalten variëren hierbij tussen  $0.3$  en  $1.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , waarbij de sterkste stijging op grasland te zien is. De lage waarden gelden voor bouwland op zand.
- Het verspreiden van specie met  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  of hoger (klasse 3 specie) leidt tot een grote kans op overschrijding van de streefwaarde in landbodem, oplopend van 77% tot 100% afhankelijk van het bodemtype, met uitzondering van de categorie bouwland op zand. In deze laatste categorie leidt zelfs het verspreiden van specie met  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  maar tot een kans van 2% op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem. De gestandaardiseerde gehalten in de landbodem bij opbrengen van klasse 3 specie bouwland op klei blijven echter beneden  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Voor grasland op klei en grasland op veen blijven de gehalten respectievelijk beneden  $3.5$  en  $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .
- Bij kwetsbare bodems met een laag % organisch materiaal is het risico op overschrijding van de streefwaarde groter dan bij minder kwetsbare bodems. Bij de huidige gehalten in de landbodem is ook reeds kans op overschrijding van de streefwaarde (klei is gevoelig, de gehalten zijn daar al vrij hoog).
- De kritische niveaus van de som 10 PAK gehalten omgerekend naar standaardbodem in de baggerspecie, die na verspreiding geen toename van de kans op overschrijding van de streefwaarde op landbodem geven, blijken voor bouwland op zand, bouwland op klei, grasland op klei en grasland op veen op respectievelijk  $10$ ,  $3$ ,  $4$  en  $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  te liggen.
- Ondanks dat er bij de berekeningen nog geen rekening is gehouden met de (indirecte) verbetering van de slootbodemkwaliteit door een verminderde uit- en afspoeling e.d. van PAK vanaf de slootkant, kan afname van de atmosferische depositie al een aanzienlijke verlaging van de kans op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem geven.

## REFERENTIES

- Atlas, R.M., 1981. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbons: an Environmental Perspective. *Microbiol. Rev.* 45, 180-209.
- Baart, A.C., J.J.M. Berdowski, J.A. van Jaarsveld, 1995. Calculation of atmospheric deposition of contaminants on the North Sea. TNO-MW report R95/138.
- Bakker, 1997. RIZA, Lelystad, Ongepubliceerde data LAWABO.
- Baks, A., 1996. Provincie Gelderland, Arnhem, persoonlijke mededelingen.
- Basisdocument PAK, 1989. RIVM/ Min. VROM.
- Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, Kamerstukken II, 1993-1994, 23 450, nr.1.
- Beurskens, J.E.M., 1997. LWD-Projectplan: Verkenning van de actuele risico's ten gevolge van het verspreiden van baggerspecie op land. RIVM-LWD, Bilthoven.
- Biochem Laboratorium, 1994. Circulaire Interventiewaarden bodemsanering. Het milieulab, Zoetermeer.
- Boldrin, B., A. Tiehm, C. Fritzsche, 1993. Degradation of Phenantrene, Fluorene and Pyrene by a Mycobacterium sp. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, no. 6, 1927-1930.
- Brusseau, M.L., P.S.C. Rao, 1989. The Influence of Sorbate-Organic Matter Interactions on Sorption Nonequilibrium., *Chemosphere* 18, no. 9, 1691-1706.
- Brusseau, M.L., R.E. Jessup, P.S.C. Rao, 1991, Nonequilibrium Sorption of Organic Chemicals: Elucidation of Rate-Limiting Processes. *Environ. Sci. Technol.* 25, no. 1, 134-142.
- Circulaire interventiewaarden bodemsanering., 1994. VROM
- Circulaire interventiewaarde bodemsanering voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen, 1996. VROM
- Cornelissen, G.D., P.C.M van Noort, J.R. Parsons, H.A.J. Govers, 1997. Temperature Dependence of Slow Adsorption and Desorption Kinetics of Organic Compounds in Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 31, no. 2, 454-460.



- CUWVO, 1994. Landelijke watersysteemrapportage 1993. Fysische-chemische en ecologische waterkwaliteit.
- Evaluatienota Water, 1993. Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering. Min. van V & W, Tweede Kamer 21 250, nrs. 27-28.
- Gorree, M., W.L.M. Tamis, 1995. Beschrijving en evaluatie van de normstelling voor PAK in baggerspecie. CML rapport 119, Leiden.
- Groot, M.S.M., J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, P. del Castilho, 1996. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, resultaten 1993. RIVM rapport nr. 714801007, Bilthoven.
- Harmen, J., J.H.H. van de Akker, A.G.C. Beurskens, O.M. van Dijk-Hooijer, W. Ma, H.J.J. Wieggers, 1996. Mogelijkheden van extensieve landfarming voor biologische reiniging van grond. DLO-Staring Centrum, opdracht in het kader van het Programma Milieutechnologie, Wageningen.
- Hatzinger, P., M. Alexander, 1995. Effect of Aging of Chemicals on Their Biodegradability and Extractability. *Environ. Sci. and Technol.* 29, no 2, 537-545.
- Heitkamp, M.A., C.E. Cerniglia, 1987. Effects of Chemical Structure and Exposure on the Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Freshwater and Estuarine Ecosystems. *Environ. Tox. and Chem.* 6, 535-546.
- Hoogheemraadschap van Delfland, 1996, Delft, Meetgegevens waterbodems 1995/1996
- Jones, K.C., J.A. Stratford, K.S. Waterhouse, E.T. Furlong, W. Giger, R.A. Hites, C. Schaffner, A.E. Johnston, 1989. Increases in the Polynuclear Hydrocarbon Content of a Agricultural Soil over the Last Century. *Environ. Sci. Technol.*, 23, 95-101.
- Jones, K.C., G. Sanders, S.R. Wild, V. Burnett, A.E. Johnston, 1992. Evidence for a Decline of PCBs and PAHs in Rural Vegetation and Air in the United Kingdom. *Nature*, 356, 137-140.
- Kalf, D.F., G.H. Crommentuijn, R. Postumus, E.J. van de Plassche, 1995. Integrated Environmental Quality Objectives for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. RIVM report no. 679101018, Bilthoven.
- Kampf, R., 1996, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Edam, ongepubliceerde data waterbodems.

- Kan, A.T., M.B. Tomson, 1990. Ground Water Transport of Hydrophobic Organic Compounds in the presence of Dissolved Organic Matter. *Environ. Tox. Chem.* 9, 253-263
- Kohn, T., 1997. Selection of Processes and Parameters for Modelling PAHs and Heavy Metals in Sediment and Soil., report of traineeship at RIVM, student of Swiss Federal Institute of Technology (ETHZ) in Zurich, Bilthoven.
- Kramer, P.R.G., Th. P. Traas, T. Aldenberg, M.B. de Vries, 1994. Modelling foodweb accumulation of cadmium in sedimentation areas of the Rhine delta. *Water Sci. Technol.* 29(3): 137-139.
- Kramer, P.R.G., A.M. Huiting, J.E.M. Beurskens, T. Aldenberg, 1997. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems., RIVM rapport nr. 733007001, STOWA rapport nr.96-28, Bilthoven.
- Lagas, P., M.S.M. Groot, 1996 Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden., RIVM rapport nr. 714801003, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., R.O.G. Franken, 1996a. Kritische bodembelasting voor prioritaire stoffen; afleiding en toepassing. Deel 1. Afleiding van een maat voor maximale bodembealsting op basis van streefwaarden., RIVM-rapportnr. 715810015, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., R.O.G. Franken, 1996b. Kritische bodembealsting voor prioritaire stoffen; afleiding en toepassing. Deel 2. Afleiding van emissiereductiedelstellingen voor bodem met behulp van modelsituaties. RIVM-rapportnr. 715810017, Bilthoven.
- Locher, W.P., H. de Bakker, 1987. Bodemkunde van Nederland. deel 1: Algemene bodemkunde. Den Bosch.
- Madsen, E.L., C.L. Mann, S.E. Bilotta, 1996. Oxygen Limitations and Aging as Explanations for the Field Persistence of Naphtalene in Coal Tar-Contaminated Surface Sediments. *Environ. Tox. and Chem.* 15,no. 11, 1876-1883.
- Mihelcic, J.R., R.G. Luthy, 1988. Microbial Degradation of Acenaphtene and Naphtalene under Denitrification Conditions in Soil-water Systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 54, no. 5, 1188-1198.
- MILBOWA, 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Min. VROM.
- Nationaal Milieubeleidsplan, kiezen of verliezen, 1989, VROM.

- Park, K.S., R.C. Sims, R.R Dupont, W.J. Douchette, J.E. Matthews, 1990. Fate of PAH Compounds in Two Soil Types: Influence of Volatilization, Abiotic Loss and Biological Activity. *Environ. Tox. and Chem.* 9, 187-195.
- Sandoli, R.L., W.C. Ghiorse, E.L. Madsen, 1996. Regulation of Microbial Phenantrene Mineralization in Sediment Samples by Sorbent-Sorbate Contact Time, Inocula and Gamma Irradiation-Induced Sterilization Artifacts. *Environ. Tox. and Chem.* 15, no. 11, 1901-1907.
- Scow, K.M., M. Alexander, 1992. Effect of Diffusion on the Kinetics of Biodegradation: Experimental Results with Synthetic Aggregates. *Soil Sci. Am. J.* 56, no. 1, 128-134.
- Scow, K.M., J. Hutson, 1992. Effect of Diffusion and Sorption on the Kinetics of Biodegradation: Theoretical Considerations. *Soil Sci. Am. J.* 56, no 1, 119-127.
- Simonich, S.L., R.A. Hites, 1995. Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 29,2905-2914.
- SPEED-werkplan PAK, 1991. Samenwerkingsproject Effectieve Emissiereductie Diffuse Bronnen. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen. Rijkswaterstaat, VROM, RIZA-nota nr. 91.029.
- Traas, Th.P., P.R.G. Kramer, T. Aldenberg, M.J. 't Hart, 1994. CATS-2: een model ter voorspelling van accumulatie van microverontreinigingen in sedimentatiegebieden van rivieren. RIVM Report 719102032, Bilthoven.
- Unie van Waterschappen, 1996. Concept-rapportage Unie-enquete waterbodems 1994. Den Haag
- van de Meent, D., 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. + bijlagen. RIVM rapport nr. 670101001, Bilthoven.
- van den Toorn, A., J. Harmsen, O.M. van Dijk-Hooijer, 1996. Natuurlijke afbraak van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen bij het op de kant brengen van baggerspecie op Goeree-Overflakkee., DLO-Staring Centrum, Rapport 447, Wageningen.
- van der Wal, 1996. Hoogheemraadschap van Delfland, Delft, persoonlijke mededelingen.
- van der Plicht, J. 1996, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, Doetinchem, persoonlijke mededelingen.

- van Jaarsveld, 1996. Laboratorium voor Luchtonderzoek, RIVM, Bilthoven, persoonlijke mededelingen.
- van Lierop, W., M. de Groot, 1991. Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems POSW fase 1, 1989-1990, deel 10: Landfarming van baggerspecie. RIZA rapport 91.063, Lelystad.
- Volkering, F., 1996. Bioavailability and Biodegradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen.
- Vonk, D., 1996, Min. VROM, Directie DWL, Den Haag, persoonlijke mededelingen.
- Wakeham, S.G., C. Schaffner, W.Giger, 1980. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Recent Lake Sediments. II Compounds Derived from Biogenic Precursors during Early Diagenesis. *Geochim. Cosmochim.* 44, 415-429.
- Weissenfels, W.D., H.J. Klewer, J. Langhoff, 1992. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 36, 689-690.
- White, J.C., M. Alexander, 1996. Reduced Biodegradability of Desorption-Resistant Fractions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil and Aquifer Solids. *Environ. Tox. and Chem.* 15, no. 11, 1973-1978.
- Wild, S.R., K.S. Waterhouse, S.P. McGrath, K.C. Jones, 1990. Organic Contaminants in an Agricultural Soil with a Known History of Sewage Sludge Amendments: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons., *Environ. Sci. Technol.* 24, No. 11, 1706-1711
- Wild, S.R., M.L. Berrow, K.C. Jones, 1991a. The Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sewage Sludge Amended Agricultural Soils. *Environ. Pollution.* 72, 141-157.
- Wild, S.R., J.P. Obbard, C.I. Munn, M.I. Berrow, K.C. Jones, 1991. The Long-term Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in an Agricultural Soil Amended with Metal-contaminated Sewage Sludges., *Sci. Total Environ.* 101, 235-253
- Wild, S.R., K.C. Jones, 1993. Biological and Abiotic Losses of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) from Soil Freshly Amended with Sewage Sludge., *Environ. Tox. and Chem.* 12, no. 1, 5-12.

Wild, S.R., K.C. Jones, 1995. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the United Kingdom Environment: A Preliminary Source Inventory and Budget., *Environmental Pollution* 88: 91-108.

Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996, Meetgegevens waterbodem o.i.v. specifieke bronnen (1992/1993). Doetinchem

**Bijlage I BEGELEIDINGSCOMMISSIE**

Dr. P. de Vries, Unie van Waterschappen (voorzitter), later opgevolgd door

Drs. C. van Bladeren, Unie van Waterschappen

Dr. S.P. Klapwijk, STOWA

Drs. W. Munters, VROM-DGM/Bo

Ing. D. Vonk, VROM-DGM/DWL

Drs. T. Bakker, RIZA

Ir. A.J. Baks, Provincie Gelderland

Drs. B van der Wal, Hoogheemraadschap van Delfland

Ing. J. van der Plicht, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland

Ing. R. Schuiling MSc., Zuiveringsschap Drenthe

Dhr. W. van der Pol, Provincie Noord-Holland

Dhr. R. Kampf, Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier

Drs. J. Harmsen, SC-DLO



## Bijlage II NORMEN EN OMREKENINGSMETHODEN

In de MILBOWA (1991) wordt aangegeven hoe de interventiewaarde ( $I_{st}$ ) voor een standaardbodem omgerekend kan worden naar een interventiewaarde ( $I_b$ ) voor de te beoordelen bodem. Omrekenen van een concentratie naar de concentratie in een standaardbodem kan door de gemeten concentratie te vermenigvuldigen met de faktor  $I_{st}/I_b$ . De interventiewaarden voor een te beoordelen bodem kan als volgt worden berekend:

(MILBOWA):

| Stof    | $I_b$                  |
|---------|------------------------|
| Cr      | $50+2L$                |
| Ni      | $10+L$                 |
| Cu      | $15+0.6(L+H)$          |
| Zn      | $50+1.5(2L+H)$         |
| Cd      | $0.4+0.007(L+3H)$      |
| Hg      | $0.2+0.0017(2L+H)$     |
| Pb      | $50+L+H$               |
| As      | $15+0.4(L+H)$          |
| OMIVE's | $H(I_{st} \times 0,1)$ |

In een uitgave over de Circulaire Interventiewaarden bodemsanering van Biochem Laboratorium (1994) wordt dit net iets anders beschreven, maar feitelijk komt de berekening op hetzelfde neer:

$$I_b = I_{st} \times \frac{A + B \times L + C \times H}{A + B \times 25 + C \times 10}$$

- $I$  = streef- grens- toetsings- of interventiewaarde  
 $b$  = voor te beoordelen land- of waterbodem  
 $st$  = voor standaardbodem  
 $L$  = percentage lutum  
 $H$  = percentage organische stof  
 $A, B, C$  = faktor, zie tabel III.2

Waarbij:

| Stof    | A   | B      | C      |
|---------|-----|--------|--------|
| Cr      | 50  | 2      | 0      |
| Ni      | 10  | 1      | 0      |
| Cu      | 15  | 0.6    | 0.6    |
| Zn      | 50  | 3      | 1.5    |
| Cd      | 0.4 | 0.007  | 0.021  |
| Hg      | 0.2 | 0.0034 | 0.0017 |
| Pb      | 50  | 1      | 1      |
| OMIVE's | 0   | 0      | 1      |



Voor organische microverontreinigingen, zoals PAK, wordt de vergelijking dan als volgt:

$$I_b = I_{st} \times \frac{H}{10}$$

In LAWABO wordt deze berekening voor waterbodems omgedraaid; een gemeten gehalte wordt daarbij omgerekend naar standaardbodemsamenstelling. Op die manier kunnen waterbodems van verschillende lokaties en zelfs met verschillende bodemtypes met elkaar worden vergeleken. Deze methode kan natuurlijk ook worden toegepast voor de landbodem. De vergelijking voor de berekening van een voor standaardbodem gecorrigeerde concentratie is dan als volgt:

$$C_{st} = C_b \times \frac{A + B \times 25 + C \times 10}{A + B \times L + C \times H}$$

C = concentratie

Een andere presentatiemogelijkheid voor het al dan niet overschrijden van normen voor water- of landbodem, is het berekenen van een factor die de mate waarin de norm wordt overschreden wordt aangegeven. Deze methode wordt gebruikt door Lagas en Groot (1996) en Groot et al.(1996), hoewel de gehalten in de landbodem in die rapporten voor het grootste deel worden vergeleken met de streefwaarden voor de individuele PAK uit MILBOWA (1991). Sinds het uitkomen van de Circulaire Interventiewaarden bodemsanering (1994) geldt ook voor de landbodem een streefwaarde van 1 mg.kg-1 voor de som van de tien PAK van VROM. De factor die de mate van overschrijding aangeeft kan als volgt worden berekend:

$$F_{overschrijding} = \frac{I_b}{I_{st}} = \frac{C_b}{C_{st}}$$

$F_{overschrijding}$  = mate waarin streef- grens- toetsings- of interventiewaarde wordt overschreden

De normen voor bodem en waterbodem zijn grotendeels op elkaar afgestemd. Voor waterbodems worden echter op basis van vier milieukwaliteitsnormen vijf kwaliteitsklassen afgeleid 1.1). Voor de bodem bestaan twee kwaliteitsnormen (de streef- en de interventiewaarde), die overigens gelijk zijn aan de streef- en de interventiewaarde voor waterbodem. De meest recente normen voor de waterbodem zijn te vinden in de Evaluatienota Water (1993). De te hanteren normen voor de landbodem staan vermeld in de Circulaire Interventiewaarden bodemsanering (1994).

**Tabel II.1** Normen voor waterbodem (*Evaluatienota Water, 1993*) en landbodem (*Circulaire Interventiewaarden bodemsanering, 1994*).

| Norm (som 10 PAK in mg·kg <sup>-1</sup> ) | Waterbodem<br>(Baggerspecie) | Bodem |
|---|------------------------------|-------|
| Streefwaarde                              | 1                            | 1     |
| Grenswaarde                               | 1                            |       |
| Toetsingswaarde                           | 10                           |       |
| Interventiewaarde                         | 40                           | 40    |



### Bijlage III PARAMETERLIJST

Hieronder volgt de parameterlijst voor de bodemmodule van het model IRIS, opgesplitst naar verschillende soorten parameters. Onderscheiden worden:

- System specifieke parameters (algemene procesparameters, land- en waterbodemp parameters).
- Typespecifieke parameters (parameters die voor bouw- en grasland verschillend zijn).
- PAK-specifieke parameters (parameters voor de verschillende 10 PAK van VROM die niet afhankelijk zijn van het bodemgebruik en de categorie)
- Categorie-specifieke parameters (parameters die verschillend zijn voor de verschillende categorieën)

De gebruikte afkortingen voor de 10 PAK van VROM zijn:

| Naam                 | Afkorting |
|----------------------|-----------|
| Naftaleen            | NAF       |
| Antraceen            | ANT       |
| Fenantreen           | FEN       |
| Fluoranteen          | FLU       |
| Benzo(a)antraceen    | BAA       |
| Chryseen             | CHR       |
| Benzo(k)fluoranteen  | BKF       |
| Benzo(a)pyreen       | BAP       |
| Benzo(g,h,i)peryleen | BGP       |
| Indeno(1,2,3)pyreen  | INP       |

De hieronder genoemde parameters zijn niet de in het model gebruikte namen voor de parameters. Voor de onzekere parameters zijn steeds twee waarden aangegeven. Het eerstgenoemde getal geeft dan de ondergrens aan, het tweede getal de bovengrens voor die parameter.

#### System specifieke parameters

| Parameter                             | (Range van) waarden | Eenheid              | Referentie                                       |
|---------------------------------------|---------------------|----------------------|--|
| Tijdstip eerste keer baggeren         | 1.0000E+01          | [j]                  | pers. med. beg. cie., 1996                       |
| Baggerperiode                         | 5.0000E-01          | [j]                  | Aldenberg & Kramer, 1996                         |
| 'puntigheid' baggerpuls               | 8.0000E+00          | [-]                  | idem   |
| Baggerinterval                        | 1.0000E+01          | [j]                  | pers. med. beg. cie., 1996                       |
| Breedte perceel                       | 2.0000E+01          | [m]                  | beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie, 1993 |
| Porositeit sediment (standaardwaarde) | 7.0000E-01          | [-]                  | pers. med. beg. cie. en Kampf, 1996              |
| Breedte sloot                         | 2.0000E+00          | [m]                  | aanname  |
| Diepte sediment (standaardwaarde)     | 2.0000E-01          | [m]                  | resultaat vorige studie, gekalibreerd            |
| Dichtheid organisch materiaal         | 1.4700E+06          | [g·m <sup>-3</sup> ] | Locher en de Bakker, 1987                        |
| Dichtheid lutum                       | 2.6500E+06          | [g·m <sup>-3</sup> ] | Locher en de Bakker, 1987                        |
| Dichtheid grof anorganisch materiaal  | 2.6500E+06          | [g·m <sup>-3</sup> ] | Locher en de Bakker, 1987                        |

## Typespecifieke parameters

## Bouwland

| Parameter                                | (Range van) waarden   | Eenheid            | Referentie                          |
|--|-----------------------|--------------------|-------------------------------------|
| Degradatieconstante NAF                  | 2.3984E-01-8.1547E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante ANT                  | 5.4364E-02-1.8533E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante FEN                  | 7.4133E-02-2.2652E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante FLU                  | 5.2274E-02-1.7728E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BAA                  | 5.0337E-02-1.6309E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante CHR                  | 5.0337E-02-1.6309E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BKF                  | 4.6866E-02-1.4562E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BAP                  | 4.9724E-02-1.5682E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BGP                  | 4.4806E-02-1.3591E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante INP                  | 4.5304E-02-1.3591E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Mengdiepte                               | 3.0000E-01            | [m]                | Lagas en Groot, 1996                |
| Fractie directe atmosferische depositie  | 8.0000E-01            | [-]                | aanname                             |
| Fractie atmosferische depositie op gewas | 2.0000E-01            | [-]                | aanname                             |
| Fractie gewas dat geoogst wordt          | 8.0000E-01            | [-]                | aanname                             |

## Grasland

| Parameter                                | (Range van) waarden   | Eenheid            | Referentie                          |
|--|-----------------------|--------------------|-------------------------------------|
| Degradatieconstante NAF                  | 1.3863E-01-4.0773E-01 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante ANT                  | 3.1507E-02-9.2420E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante FEN                  | 3.8508E-02-1.2603E-01 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante FLU                  | 3.0137E-02-8.8865E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BAA                  | 2.7726E-02-8.5574E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante CHR                  | 2.7726E-02-8.5574E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BKF                  | 2.4755E-02-7.9672E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BAP                  | 2.6660E-02-8.4530E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante BGP                  | 2.3105E-02-7.6170E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Degradatieconstante INP                  | 2.3105E-02-7.7016E-02 | [j <sup>-1</sup> ] | Wild et al, 1991 en modelkalibratie |
| Mengdiepte                               | 5.0000E-02            | [m]                | Lagas en Groot, 1996                |
| Fractie directe atmosferische depositie  | 2.0000E-01            | [-]                | aanname                             |
| Fractie atmosferische depositie op gewas | 8.0000E-01            | [-]                | aanname                             |
| Fractie gewas dat geoogst wordt          | 5.0000E-01            | [-]                | aanname                             |

**PAK-specifieke parameters**

| Parameter                              | (Range van) waarden   | Eenheid                               | Referentie  |
|--|-----------------------|---------------------------------------|---|
| Atmosferische depositie NAF            | 5.2500E-06-7.2375E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie ANT            | 2.8823E-06-9.2047E-05 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie FEN            | 1.2394E-04-9.4142E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie FLU            | 4.4963E-04-1.1830E-03 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie BAA            | 8.0180E-05-3.7141E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie CHR            | 1.8731E-04-4.0292E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie BKF            | 5.8104E-05-1.8253E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie BAP            | 2.4801E-05-3.7878E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie BGP            | 5.5782E-05-1.9346E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Atmosferische depositie INP            | 7.8902E-05-2.4758E-04 | [g·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> ] | van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995         |
| Streefwaarde Σ10 PAK                   | 1.0000E+00            | [mg·kg <sup>-1</sup> ]                | Evaluatienota Water, 1993                             |
| Grenswaarde Σ10 PAK                    | 1.0000E+00            | [mg·kg <sup>-1</sup> ]                | Evaluatienota Water, 1993                             |
| Toetsingswaarde Σ10 PAK                | 1.0000E+01            | [mg·kg <sup>-1</sup> ]                | Evaluatienota Water, 1993                             |
| Interventiewaarde Σ10 PAK              | 4.0000E+01            | [mg·kg <sup>-1</sup> ]                | Evaluatienota Water, 1993                             |
| Fractie NAF refractair in baggerspecie | 1.1611E-01-2.0952E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie ANT refractair in baggerspecie | 6.5497E-02-4.5000E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie FEN refractair in baggerspecie | 6.5323E-02-1.8265E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie FLU refractair in baggerspecie | 9.8516E-03-2.1270E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie BAA refractair in baggerspecie | 3.5144E-01-5.8590E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie CHR refractair in baggerspecie | 4.5338E-01-8.6102E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie BKF refractair in baggerspecie | 2.5474E-01-5.1265E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie BAP refractair in baggerspecie | 3.9630E-01-9.0000E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie BGP refractair in baggerspecie | 3.6970E-01-9.5000E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |
| Fractie INP refractair in baggerspecie | 5.2294E-01-9.9000E-01 | [g·m <sup>-2</sup> ]                  | berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |

### Vervolg PAK-specifieke parameters

| Parameter   | (Range van) waarden   | Eenheid   | Referentie |
|---|-----------------------|---|------------|
| Fractie NAF refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie ANT refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie FEN refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie FLU refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie BAA refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie CHR refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie BKF refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie BAP refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie BGP refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie INP refractair in atmosferische depositie | 1.0000E+00            | [-] aaname  |            |
| Fractie NAF in Σ10 PAK in baggerspecie            | 1.0000E-03-5.0000E-03 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie ANT in Σ10 PAK in baggerspecie            | 1.0000E-03-5.0000E-02 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie FEN in Σ10 PAK in baggerspecie            | 1.0000E-02-2.6000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie FLU in Σ10 PAK in baggerspecie            | 1.0000E-01-6.0000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie BAA in Σ10 PAK in baggerspecie            | 3.0000E-02-2.0000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie CHR in Σ10 PAK in baggerspecie            | 3.0000E-02-2.0000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie BKF in Σ10 PAK in baggerspecie            | 1.0000E-02-1.5000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie BAP in Σ10 PAK in baggerspecie            | 2.0000E-02-2.5000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie BGP in Σ10 PAK in baggerspecie            | 2.0000E-02-1.9000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |
| Fractie INP in Σ10 PAK in baggerspecie            | 2.0000E-02-3.8000E-01 | [-] berekend met data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen |            |

## Categorie-specifieke parameters

### Bouwland op zand

| Parameter   | (Range van) waarden   | Eenheid                | Referentie   |
|---|-----------------------|------------------------|--|
| Initieel gehalte NAF                                      | 4.5875E-05-1.7550E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte ANT                                      | 1.4175E-04-9.7775E-03 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte FEN                                      | 3.3861E-03-8.0017E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte FLU                                      | 1.6914E-02-1.2399E-01 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BAA                                      | 3.1771E-03-4.3425E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte CHR                                      | 7.3426E-03-4.6920E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BKF                                      | 2.4882E-03-2.2624E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BAP                                      | 1.1107E-03-4.3130E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BGP                                      | 2.6680E-03-2.9418E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte INP                                      | 3.6339E-03-3.2487E-02 | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Porositeit bodem  | 4.0000E-01-5.0000E-01 | [-]                    | Locher en de Bakker, 1987  |
| Gewichtsfractie organisch<br>materiaal bodem              | 5.0000E-02            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtsfractie lutum bodem                               | 5.0000E-02            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtfractie grof<br>anorganisch materiaal bodem        | 9.0000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtsfractie organisch<br>materiaal sediment           | 5.0000E-02            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Gewichtsfractie lutum in<br>sediment                      | 5.0000E-02            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Gewichtsfractie grof<br>anorganisch materiaal<br>sediment | 9.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Absoluut gehalte Σ10 PAK in<br>sediment (optioneel)       | 5.0000E-01            | [mg.kg <sup>-1</sup> ] | berekend nav gekozen<br>gestandaardiseerde gehalten en<br>gewichtfractie organisch materiaal |



## Bouwland op klei

| Parameter   | (Range van) waarden   | Eenheid                | Referentie   |
|---|-----------------------|------------------------|--|
| Initieel gehalte NAF                                      | 4.6006E-05-1.8683E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte ANT                                      | 1.3169E-04-9.0759E-03 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte FEN                                      | 3.4460E-03-7.9568E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte FLU                                      | 1.7054E-02-1.2397E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BAA                                      | 3.4323E-03-4.1788E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte CHR                                      | 7.5219E-03-4.5370E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BKF                                      | 2.5451E-03-2.1654E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BAP                                      | 1.1941E-03-4.2735E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BGP                                      | 2.8039E-03-2.7498E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte INP                                      | 3.7033E-03-3.2334E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Porositeit bodem  | 4.4000E-01-5.2000E-01 | [-]                    | Locher en de Bakker, 1987  |
| Gewichtsfractie organisch<br>materiaal bodem              | 2.0000E-02            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtsfractie lutum bodem                               | 2.0000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtfractie grof<br>anorganisch materiaal bodem        | 7.8000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtsfractie organisch<br>materiaal sediment           | 2.0000E-02            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Gewichtsfractie lutum in<br>sediment                      | 2.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Gewichtsfractie grof<br>anorganisch materiaal<br>sediment | 7.8000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Absoluut gehalte Σ10 PAK in<br>sediment (optioneel)       | 2.0000E-01            | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | berekend nav gekozen<br>gestandaardiseerde gehalten en<br>gewichtfractie organisch materiaal |

## Grasland op klei

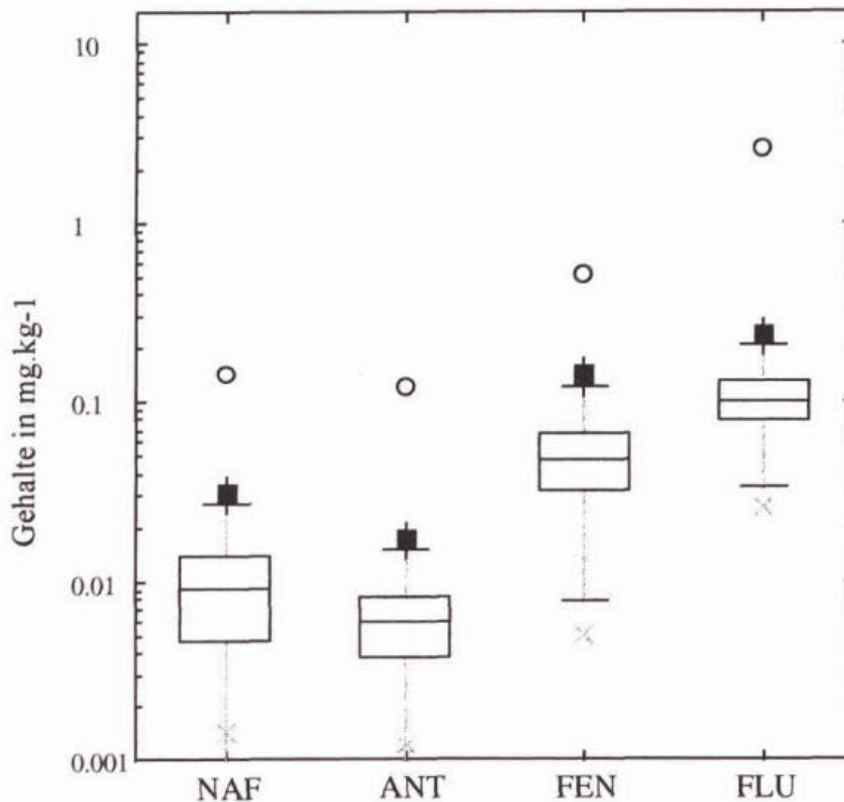
| Parameter   | (Range van) waarden   | Eenheid                | Referentie   |
|---|-----------------------|------------------------|--|
| Initieel gehalte NAF                                      | 1.6173E-04-5.0482E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte ANT                                      | 3.1143E-04-2.6407E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte FEN                                      | 9.2295E-03-2.3679E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte FLU                                      | 4.4837E-02-3.6652E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BAA                                      | 8.7812E-03-1.1980E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte CHR                                      | 2.0142E-02-1.3900E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BKF                                      | 6.7626E-03-6.6556E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BAP                                      | 2.7512E-03-1.2882E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte BGP                                      | 6.9492E-03-8.1754E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Initieel gehalte INP                                      | 9.4268E-03-9.9105E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996   |
| Porositeit bodem  | 4.4000E-01-5.2000E-01 | [-]                    | Locher en de Bakker, 1987  |
| Gewichtsfractie organisch<br>materiaal bodem              | 1.0000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtsfractie lutum bodem                               | 2.0000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtfractie grof<br>anorganisch materiaal bodem        | 7.0000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot,<br>1996  |
| Gewichtsfractie organisch<br>materiaal sediment           | 1.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Gewichtsfractie lutum in<br>sediment                      | 2.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Gewichtsfractie grof<br>anorganisch materiaal<br>sediment | 7.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996)<br>en data ZOG, Delfland, Uitwaterende<br>Sluizen       |
| Absoluut gehalte Σ10 PAK in<br>sediment (optioneel)       | 1.0000E+00            | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | berekend nav gekozen<br>gestandaardiseerde gehalten en<br>gewichtfractie organisch materiaal |

## Grasland op veen

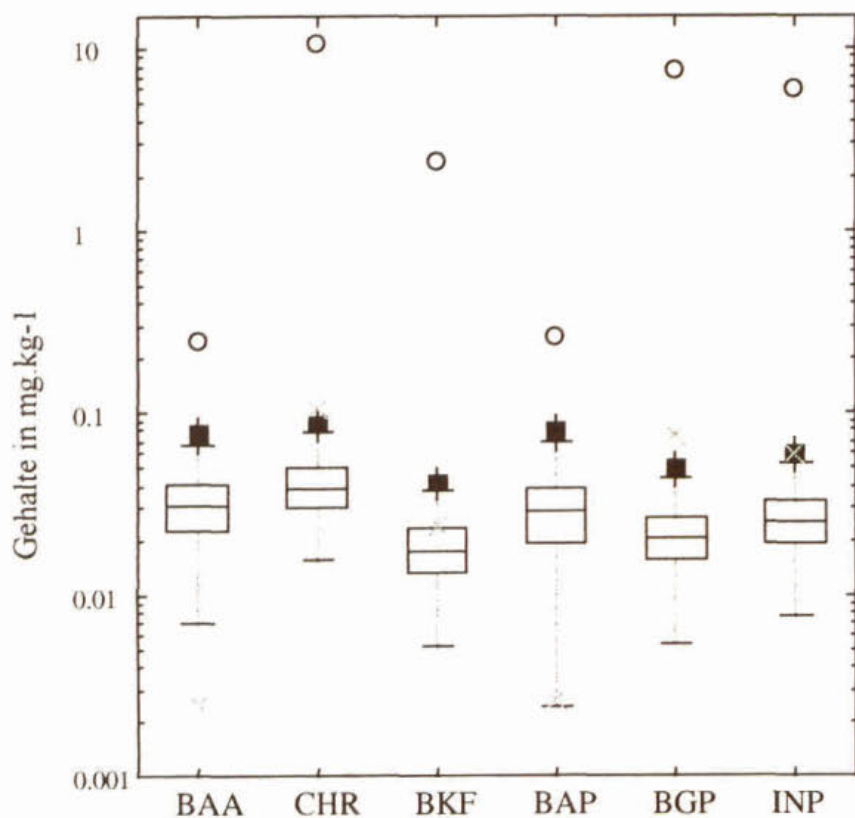
| Parameter   | (Range van) waarden   | Eenheid                | Referentie  |
|---|-----------------------|------------------------|---|
| Initieel gehalte NAF                                | 2.4276E-04-9.7825E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte ANT                                | 4.9248E-04-5.7395E-02 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte FEN                                | 1.4812E-02-4.5448E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte FLU                                | 7.0321E-02-7.5358E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte BAA                                | 1.4410E-02-2.6371E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte CHR                                | 3.1271E-02-2.9047E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte BKF                                | 1.0344E-02-1.3658E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte BAP                                | 4.4568E-03-2.6302E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte BGP                                | 1.0947E-02-1.6572E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Initieel gehalte INP                                | 1.5101E-02-2.0250E-01 | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | Lagas en Groot, 1996  |
| Porositeit bodem                                    | 6.0000E-01-7.5000E-01 | [-]                    | Locher en de Bakker, 1987   |
| Diepte sediment                                     | 3.0000E-01            | [m]                    | resultaat vorige studie, gekalibreerd   |
| Porositeit sediment                                 | 8.0000E-01            | [-]                    | pers. med. beg. cie. en Kampf, 1996   |
| Gewichtsfractie organisch materiaal bodem           | 2.5000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot, 1996  |
| Gewichtsfractie lutum bodem                         | 2.5000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot, 1996  |
| Gewichtfractie grof anorganisch materiaal bodem     | 5.0000E-01            | [-]                    | berekend met data Lagas en Groot, 1996  |
| Gewichtsfractie organisch materiaal sediment        | 2.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996) en data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen        |
| Gewichtsfractie lutum in sediment                   | 2.5000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996) en data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen        |
| Gewichtsfractie grof anorganisch materiaal sediment | 5.0000E-01            | [-]                    | aanname n.a.v. Lagas en Groot (1996) en data ZOG, Delfland, Uitwaterende Sluizen        |
| Absoluut gehalte Σ10 PAK in sediment (optioneel)    | 2.5000E+00            | [mg·kg <sup>-1</sup> ] | berekend nav gekozen gestandaardiseerde gehalten en gewichtsfractie organisch materiaal |

### Bijlage IV CONCENTRATIES VAN INDIVIDUELE PAK TEN OPZICHTE VAN ECOTOXICOLOGISCHE RISICONIVEAUS.

In de figuren IV.1 en IV.2 is te zien dat bij achtergrondbelasting van bouwland op zand de meest recente maximaal toelaatbare risiconiveaus voor de landbodem, die zijn afgeleid door Kalf et al. (1996), voor geen van de PAK overschreden wordt. Bij het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTR) is 95% van de soorten in het compartiment waar dit voor is afgeleid beschermd. Wanneer met behulp van deze MTR's verwaarloosbaar risiconiveaus worden afgeleid analoog aan MILBOWA (1991), dus op een niveau van 1% van het MTR, blijkt dat voor een groot aantal PAK de kans dat dit niveau wordt overschreden vrij groot. Voor chryseen en indeno(1,2,3)pyreen is de kans op gehalten beneden dit VR 100%, en voor benzo(g,h,i)peryleen en benzo(k)fluoranteen is er bij achtergrondbelasting ook een vrij grote kans op een gehalte beneden dit niveau (respectievelijk 79 en bijna 100%, zie tabel IV.1).



**Figuur IV.1** Berekende concentraties voor naftaleen, antraceen, fenantreen en fluoranteen t.o.v. MTR en VR voor die PAK in bouwland op zand waar geen specie is opgebracht.



**Figuur IV.2** Berekende concentraties voor benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(k)fluoranteen, benzo(a)pyreen, benzo(g,h,i)peryleen en indeno(1,2,3)peryleen t.o.v. MTR en VR voor die PAK in bouwland op zand waar geen specie is opgebracht.

**Tabel IV.1** Percentages van de berekeningen voor verschillende PAK die leiden tot onder- en overschrijdingen van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) bij de categorie bouwland op zandgrond, waar geen baggerspecie wordt opgebracht.

| PAK | < VR | >VR, <MTR | >MTR |
|-----|------|-----------|------|
| NAF | 6.6  | 93.4      | 0    |
| ANT | 2.2  | 97.8      | 0    |
| FEN | 0    | 100       | 0    |
| FLU | 0    | 100       | 0    |
| BAA | 0    | 100       | 0    |
| CHR | 100  | 0         | 0    |
| BKF | 78.7 | 21.3      | 0    |
| BAP | 0    | 100       | 0    |
| BGP | 100  | 0         | 0    |
| INP | 99.6 | 0.4       | 0    |

Het verspreiden van baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van 1 mg.kg<sup>-1</sup> bij bouwland op zand leidt voor geen enkele PAK tot overschrijdingen van het MTR. De toename van de kans op een overschrijding van het VR is minimaal. Deze toename is het grootst voor indeno(1,2,3)pyreen.

**Tabel IV.2** Percentages van de berekeningen voor verschillende PAK die leiden tot onder- en overschrijdingen van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) bij de categorie bouwland op zandgrond, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht.

| PAK | < VR | >VR, <MTR | >MTR |
|-----|------|-----------|------|
| NAF | 6.6  | 93.4      | 0    |
| ANT | 1.6  | 98.4      | 0    |
| FEN | 0    | 100       | 0    |
| FLU | 0    | 100       | 0    |
| BAA | 0    | 100       | 0    |
| CHR | 100  | 0         | 0    |
| BKF | 78.5 | 21.5      | 0    |
| BAP | 0    | 100       | 0    |
| BGP | 100  | 0         | 0    |
| INP | 97.6 | 2.4       | 0    |

Uit tabel IV.3 is af te leiden dat inderdaad voor de zwaardere PAK meer accumulatie optreedt dan voor lichtere PAK. De kans op overschrijding van het VR voor chryseen (4 ringen) bij het verspreiden van baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij bouwland op zand is 16%, terwijl de kans op een overschrijding van het VR voor indeno(1,2,3)pyreen 83% is. Bij dit baggerscenario leidt slechts één MonteCarlo simulatie tot een overschrijding van de MTR voor benzo(a)pyreen.

**Tabel IV.3** Percentages van de berekeningen voor verschillende PAK die leiden tot onder- en overschrijdingen van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) bij de categorie bouwland op zandgrond, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht.

| PAK | < VR | >VR, <MTR | >MTR |
|-----|------|-----------|------|
| NAF | 7.25 | 92.75     | 0    |
| ANT | 0.2  | 99.8      | 0    |
| FEN | 0    | 100       | 0    |
| FLU | 0    | 100       | 0    |
| BAA | 0    | 100       | 0    |
| CHR | 84.5 | 15.5      | 0    |
| BKF | 23.7 | 76.3      | 0    |
| BAP | 0    | 100       | 0.01 |
| BGP | 75.1 | 24.9      | 0    |
| INP | 17.6 | 82.5      | 0    |

In tabel IV.4 tot en met IV.6 is te zien dat wanneer er baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  bij de andere categorieën wordt verspreid, er alleen kans is op overschrijding van de MTR's voor benzo(a)antraceen en benzo(a)pyreen. De MTR's voor deze PAK liggen ten opzichte van de MTR's voor de andere PAK het laagst. Het is opvallend dat voor de afleiding van de MTR's voor benzo(a)antraceen en voor benzo(a)pyreen de voor de landbodem andere extrapolatiemethoden zijn gebruikt dan voor de

afleiding van de MTR's voor de andere PAK (Kalf et al., 1995). De kans op overschrijdingen van de MTR voor deze twee PAK is het groots bij grasland op veen, namelijk respectievelijk 9.5 en 34.4% voor benzo(a)antracene en benzo(a)pyreen (zie tabel IV.6). Dit komt doordat bij grasland op veen de bij dit baggerscenario de hoogste absolute som-10 PAK gehalten verspreid worden, waarbij er een vrij sterke accumulatie optreedt omdat de mengdiepte bij grasland slechts 5 cm. is, terwijl deze bij bouwland 30 cm. is. De kans op overschrijdingen van de MTR zijn bij de bouwland-scenario's daarom minder groot.

**Tabel IV.4** Percentages van de berekeningen voor verschillende PAK die leiden tot onder- en overschrijdingen van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) bij de categorie bouwland op klei, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht.

| PAK | < VR | >VR, <MTR | >MTR |
|-----|------|-----------|------|
| NAF | 2.2  | 97.8      | 0    |
| ANT | 0    | 100       | 0    |
| FEN | 0    | 100       | 0    |
| FLU | 0    | 100       | 0    |
| BAA | 0    | 100       | 0    |
| CHR | 25.9 | 99.9      | 0.1  |
| BKF | 0.7  | 74.1      | 0    |
| BAP | 0    | 99.1      | 0.9  |
| BGP | 35.7 | 64.3      | 0    |
| INP | 2.5  | 97.5      | 0    |

**Tabel IV.5** Percentages van de berekeningen voor verschillende PAK die leiden tot onder- en overschrijdingen van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) bij de categorie grasland op kleigrond, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  wordt opgebracht.

| PAK | < VR | >VR, <MTR | >MTR |
|-----|------|-----------|------|
| NAF | 5.2  | 94.8      | 0    |
| ANT | 0.1  | 99.9      | 0    |
| FEN | 0    | 100       | 0    |
| FLU | 0    | 100       | 0    |
| BAA | 0    | 96.6      | 3.4  |
| CHR | 21.0 | 79.0      | 0    |
| BKF | 3.2  | 96.8      | 0    |
| BAP | 0    | 80.4      | 19.6 |
| BGP | 17.6 | 82.4      | 0    |
| INP | 2.0  | 98.0      | 0    |

*Tabel IV.6 Percentages van de berekeningen voor verschillende PAK die leiden tot onder- en overschrijdingen van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) bij de categorie grasland op veengrond, waar baggerspecie met een gestandaardiseerd som-10 PAK gehalte van 10 mg·kg<sup>-1</sup> wordt opgebracht.*

| PAK | < VR | >VR, <MTR | >MTR |
|-----|------|-----------|------|
| NAF | 6.7  | 93.3      | 0    |
| ANT | 0.2  | 99.8      | 0    |
| FEN | 0    | 100       | 0    |
| FLU | 0    | 100       | 0    |
| BAA | 0    | 90.5      | 9.5  |
| CHR | 16.5 | 83.5      | 0    |
| BKF | 4.3  | 95.7      | 0    |
| BAP | 0    | 65.6      | 34.4 |
| BGP | 12.1 | 87.9      | 0    |
| INP | 1.3  | 98.7      | 0    |



