

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: NL705727 analyses TAG
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:03:01
Bijlagen: [3 Analyse_20210802 SKM_C25821051208382 & Analyse_20210901 Certificaat_13505433_BMV00004.pdf](#)
[3 Analyse_20210802 SKM_C25821051208382.pdf](#)
[3 Analyse_20210901 Certificaat_13505433_BMV00004.pdf](#)

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e) -ILT
Verzonden: woensdag 18 mei 2022 12:43
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' 5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: FW: NL705727 analyses TAG

Hallo 5.1.2.e,

Bijgaand stuur ik jou de analyses van de samenstelling van het asfaltgranulaat van de zaak die ik net met jou heb besproken.

De Nederlandse norm voor teerhoudend uit de het Besluit bodemkwaliteit en tevens de ministeriële regeling over de EURAL codes van de EVOA is op het volgende gebaseerd:

Er bestaat een groot aantal soorten PAK's. Ze komen van nature gezamenlijk voor, in onderlinge concentratieverhoudingen die relatief constant zijn. Vanwege de analytisch-chemische moeilijkheid om het gehalte van alle individuele PAK's te meten, zijn normwaarden slechts bepaald voor enkele specifieke PAK's en bepaalde groepen analytisch-chemisch goed te onderscheiden PAK's. Bij het maken van milieuwetgeving is eind jaren '80 gekeken welke PAK's als maatgevende parameter konden dienen. In het Basisdocument PAK (RIVM, 1989) worden hiervoor tien PAK's genoemd. Deze tien stoffen zijn o.a. geselecteerd op basis van hun carcinogene eigenschappen en de mogelijkheid tot selectieve analytisch-chemische bepaling. Ze werden in Nederland bekend als de PAK10 en worden bij name genoemd in bijlage A van de Regeling bodemkwaliteit:

Het zijn de volgende in Bijlage A van de regeling bodemkwaliteit genomede Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's): naftaleen, fenantreen, antraceen, fluorantreen, chryseen,

benzo(a)antraceen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluoranteen, indeno (1,2,3cd) pyreen, benzo(ghi)peryleen.

Dank alvast.

Groeten,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e) - ILT 5.1.2.e [@ilent.nl](mailto:5.1.2.e@ilent.nl)>

Verzonden: woensdag 18 mei 2022 12:37

Aan: 5.1.2.e - ILT 5.1.2.e [@ilent.nl](mailto:5.1.2.e@ilent.nl)>

Onderwerp: NL705727 analyses TAG

Ter info.

5.1.2.e

Verwertungsklassen für Ausbauasphalt nach RuVA-StB 01

Probenbezeichnung	MP 42		A	B	C
Einbaulage	Asphaltfräsgut				
Bezeichnung	BWH 30.04.21 "17" 0/8 Halle 2 Mitte		Heißmisch- verfahren Kaltmisch- verfahren mit/ohne Bindemittel	Kaltmisch- verfahren mit Bindemittel Nachweis erforderlich PAK < 0,03 mg/l	Kaltmisch- verfahren mit Bindemittel Nachweis erforderlich PAK < 0,03 mg/l Phenol < 0,1 mg/l
Feststoff					
Σ PAK (EPA) [mg/kg]	560,0		≤ 25	> 25	Wert ist anzugeben
Eluat					
Phenolindex [mg/l]	n.n.		≤ 0,1	≤ 0,1	> 0,1
Auswertung					
Verwertungsklasse	B				
Parameter			Grenzwerte nach BMU-Hinweis		
Benzo(a)pyren [mg/kg]	28		≥ 50 mg/kg (gefährlicher Arbeitsstoff)		
PAK [mg/kg]	560,0		≥ 1000 mg/kg (gefährlicher Arbeitsstoff)		
Abfallschlüssel	17 03 02				

n.n. = nicht nachweisbar

Fußnoten und Hinweise:

BMU-Hinweis (vom 10.12.2001; zuletzt geändert 24.07.2002; Kapitel 4.2.1)

Bei einer Verwertung im Kaltmischverfahren mit Bindemittel sind für die Verwertungsklassen B und C folgende Grenzwerte im Rahmen einer Eignungsprüfung nachzuweisen:

Verwertungsklasse B = PAK (Eluat) ≤ 0,03 mg/l

Verwertungsklasse C = PAK (Eluat) ≤ 0,03 mg/l und Phenolindex (Eluat) ≤ 0,1 mg/l

Abfallschlüssel (AVV, Abfallverzeichnis-Verordnung vom 04.03.2016):

17 03 02: Bitumengemische mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 03 01 fallen.

17 03 01*: kohlenteeerhaltige Bitumengemische.

 Ingenieurgesellschaft PTM Dortmund mbH Frische Luft 155, 44319 Dortmund Tel.: (0231) 92 71 21 0 Fax: (0231) 92 71 21 22 Mail: dortmund@ptm.net	Projekt:	Anlage :
	Deklarationsuntersuchung gebrochenes Asphaltmaterial aus Erwitte	1
	Auftraggeber: Bergisch-Westerwälder-Hartsteinwerke ZN Basalt-Action-Gesell. Mischwerk Erwitte Berger Str. 50, 59597 Erwitte	Projekt-Nr.: 21-4553-18
		Datum: 10.05.2021

GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH · Bruchstr. 5c · 45883 Gelsenkirchen

Ing.-Ges. PTM Dortmund m.b.H

Frische Luft 155

44319 Dortmund-Wickede

ISO 14001
ISO 45001
zertifiziert



Prüfbericht-Nr.: 2021P215201 / 1

Auftrags/Proben-Nr. 21205390 / 002

Probeneingang 03.05.2021

Probenehmer durch den Auftraggeber

Material Asphalt Fräsgut

Projekt 21-4553-18

Probenbez. MP 42 - BWH 30.04.21 "17" 0/8 Halle 2 Mitte

Prüfbeginn / -ende 03.05.2021 - 10.05.2021

Parameter	Messwert	Einheit	Methode
Naphthalin	2,6	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Acenaphthylen	<0,50	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Acenaphthen	18	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Fluoren	20	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Phenanthren	76	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Anthracen	34	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Fluoranthren	130	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Pyren	86	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Benz(a)anthracen	41	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Chrysen	48	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Benzo(b)+(k)fluoranthren	50	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Benzo(a)pyren	28	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Dibenz(a,h)anthracen	6,4	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Indeno(1,2,3-cd)pyren	14	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Benzo(g,h,i)perylene	9,6	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Summe PAK (EPA)	560	mg/kg	LUA-NRW Merkblatt Nr. 1: 1994 ^a 2
Eluat	+		DIN EN 12457-4: 2003-01 ^a 2
Phenolindex	<0,0050	mg/L	DIN EN ISO 14402: 1999-12 ^a 5

Die mit * gekennzeichneten Verfahren sind akkreditierte Verfahren. Die Bestimmungsgrenzen (BG) können matrixbedingt variieren.
Untersuchungslabor: 2GBA Gelsenkirchen 5GBA Pinneberg

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die genannten Prüfgegenstände. Es wird keine Verantwortung für die Richtigkeit der Probenahme übernommen, wenn die Proben nicht durch die GBA oder in ihrem Auftrag genommen wurden. In diesem Fall beziehen sich die Ergebnisse auf die Probe wie erhalten. Ohne schriftliche Genehmigung der GBA darf der Prüfbericht nicht veröffentlicht sowie nicht auszugsweise vervielfältigt werden. Entscheidungsregeln der GBA sind in den AGBs einzusehen.

Seite 1 von 2 zu Prüfbericht-Nr.: 2021P215201 / 1

GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH
Bruchstr. 5c, 45883 Gelsenkirchen
Telefon +49 (0)209 / 97 619 - 0
Fax +49 (0)209 / 97 619-785
E-Mail gelsenkirchen@gba-group.de
www.gba-group.com

HypoVereinsbank
IBAN DE45 2003 0000 0050 4043 92
SWIFT BIC HYVEDEMM300
Commerzbank Hamburg
IBAN DE67 2004 0000 0449 6444 00
SWIFT-BIC COBADEHHXXX

Sitz der Gesellschaft:
Hamburg
Handelsregister:
Hamburg HRB 42774
USt-Id.Nr. DE 118 554 138
St.-Nr. 47/723/00196

Geschäftsführer:
Ralf Murzen,
Dr. Roland Bernerth,
Kai Plinke,
Dr. Dominik Obeloxer



30 Jahre
1989-2019

Probenahmeprotokoll
in Anlehnung nach LAGA-Richtlinie PN 98

Anlage 1
Blatt 1

1. Projekt

Probenbezeichnung: Straßenaufbruch & Fräsgut
Auftraggeber: Bergisch - Westerwälder - Hartsteinwerke Zweigniederlassung der Basalt-Actien-Gesellschaft
Grund der Probenahme: Deponie, Schiff

2. Lokalität

Straße: Berger Straße 50
Land: Deutschland
Ort der Probenahme: 59597 Erwitte

3. Art des Materials

teerhaltiger Straßenaufbruch

4. Probenahme

Entnahmetag: 30.04.21
Probenbezeichnung: MA Erwitte "17" 0/8 Halle 2 Mitte

5. Ausführung

Probenehmer: T.Lesch
Firma: Bergisch - Westerwälder - Hartsteinwerke Zweigniederlassung der Basalt-Actien-Gesellschaft

6. Vermutliche Schadstoffe

PAK

7. Herkunft des Materials

Erzeuger: MA Erwitte
Anlieferer: diverse

8. Beschreibung des Materials

Farbe: grau - schwarz
Geruch: arttypisch
Konsistenz: locker: X fest: stichfest:
Homogenität: gut: mittel: schlecht:
Korngröße: 0/8

9. Lagerung

Art der Lagerung: Lagerhalle
Menge des beprobten Materials: ca. 500 to.
Lagerungsdauer: 4 Wochen
Einflüsse auf das Material (Witterung): keine

10. Art der Probenahme

Gerät: Schüppe: X Spatel: Kernbohrung: Hammer/Meißel:
Probenart: Einzelprobe: X Mischprobe: X Messer:

11. Probe

Art des Probengefäßes: Kunststoffeimer
Verschluss: Deckel
Probemenge: ca. 3 kg

12. Sonstiges

Vergleichsproben:
Beachtungen bei der Probenahme:
Voruntersuchungen:

13. Laborüberstellung

Lagerung:
Transportdauer: 60 min.
Untersuchungslabor: PTM Dortmund mbH

Labor-Nr.:
2021P215201

14. Untersuchungsumfang

Analyseart: PAK

15. Lageskizze (entfällt)

Unterschrift/ Datum:

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: LANUV-Arbeitsblatt 47
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:03:15
Bijlagen: [LANUV_Arbeitsblatt_47.pdf](#)

II

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Verzonden: woensdag 18 mei 2022 14:21
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' 5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: FW: LANUV-Arbeitsblatt 47

Hallo 5.1.2.e

Bijgaand de bepalingen voor het toepassen van TAG in Duitsland en de 25mg/kg PAK16 toelichting daar. De link naar het stuk en het stuk zelf is gevoegd.

Op blz. 6 staat het volgende:

Gemäß Allgemeinem Rundschreiben Straßenbau Nr. 16/2015 des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur und des Erlasses des MBWSV vom 13.11.2015 [1] soll kein Einbau/ Wiedereinbau von teerpechhaltigen Straßenbaustoffen in Bundesfern- und Landesstraßen im Zuständigkeitsbereich des Landes Nordrhein-Westfalen erfolgen. Der maximal zulässige Gesamtgehalt im Feststoff wird in den o.g. Regelungen auf 25 mg/kg PAK (EPA) festgesetzt. Ziel ist die Ausschleusung dieses Schadstoffs aus dem Stoffkreislauf.

Op blz. 8 staat het volgende:

1.2.2 Einstufung nach dem PAK-Gehalt

1.2.2.1 Wiederverwendung/Verwertung - Einstufung nach Regelwerken des Straßenbaus

Teer-/ pechhaltiger Straßenaufbruch liegt bei einem PAK-Gehalt (PAK nach EPA) > 25 mg/ kg vor. Bei Überschreitung des PAK-Gehaltes von 25 mg/kg ist davon auszugehen, dass der Straßenaufbruch kohlenteerstämmige Bindemittel enthält. 1

1 Die Begründung zur Festlegung des Wertes von 25 mg/ kg PAK findet sich in den „Richtlinien für die umweltverträgliche Verwertung von Ausbaustoffen mit teer-/pechtypischen Bestandteilen sowie für die Verwertung von Ausbauasphalt im Straßenbau“, RuVA-StB 01, Ausgabe 2001/Fassung 2005 [33]. Hierbei liegt die Betrachtung zu Grunde, dass für die Herstellung von Asphalt, der unter Zugabe von Ausbauasphalt hergestellt wird, sichergestellt sein muss, dass eine Konzentration von 50 mg/kg Benzo[a]pyren (B(a)P) im Bindemittelanteil des eingesetzten Ausbauasphalts unterschritten ist. Bei B(a)P-Konzentrationen von weniger als 50 mg/kg ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass der Ausbauasphalt ein gefahrstoffrechtlich kennzeichnungsfreies Bindemittel enthält. B(a)P wird für das krebserzeugende Potenzial PAK-haltiger Stoffgemische als Bezugssubstanz angenommen. Der PAK-Gehalt nach EPA in solchen Bindemitteln beträgt maximal 500 mg/kg, da der B(a)P-Anteil maximal 10 % hiervon ausmacht. Bei Annahme eines durchschnittlichen Bindemittelgehaltes im Ausbauasphalt von 5 Masse-% ergibt sich der Wert von 25 mg/kg PAK (EPA) bezogen auf die Gesamtmasse des Ausbauasphalts. Ein solcher Ausbauasphalt entspricht dann einem Asphalt gemäß DIN EN 12597, also einem Gemisch aus Bitumen und Mineralstoffen.

In NRW gilt für die abfallrechtliche Einstufung: Ab einem Gehalt von 1.000 mg/kg PAK (EPA) oder 50 mg/kg Benzo[a]pyren ist teerhaltiger Straßenaufbruch als gefährlicher Abfall einzustufen und dem Abfallschlüssel 17 03 01* (kohlenteeerhaltige Bitumengemische) zuzuordnen. Bei Unterschreitung der Konzentrationswerte kann der nicht gefährliche Eintrag unter 17 03 02 (Bitumengemische mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 03 01 fallen) verwendet werden (sofern keine weiteren gefährlichen Stoffe in relevanten Konzentrationen enthalten sind). Diese Abfalleinstufung erfordert eine differenzierte PAK-Analytik.

Op blz. 9 het volgende:

Wurden bei der Vorerkundung positive Befunde mittels Lacksprühmethode oder anhand einzelner quantitativ analysierter Stichproben aus dem Streckenabschnitt ermittelt, ist davon auszugehen, dass in dem rückzubauenden oder zu sanierenden Streckenabschnitt Straßenaufbruch zur Entsorgung anfällt, der teer-/ pechhaltige Bindemittel enthält und dessen Gehalt an PAK (EPA) bei oder über 1.000 mg/kg liegen kann. Auch hier soll aus Vorsorgegründen der Straßenaufbruch der Abfallart 17 03 01* „kohlenteeerhaltige Bitumengemische“ zugeordnet werden, wenn eine getrennte Erfassung und Entsorgung technisch nicht möglich oder wirtschaftlich nicht zumutbar ist.

Op blz. 10 staat het volgende:

1.5 Entsorgung/Behandlung von teerhaltigem Straßenaufbruch

Im Sinne des Minimierungsgebots gem. KrWG soll bereits auf der Baustelle eine Getrennthaltung PAK-belasteter und unbelasteter Chargen erfolgen. Die Entsorgungs- und Einbaumöglichkeiten für nicht PAK-belasteten Straßenaufbruch sind im Abschnitt 2 (Ausbauasphalt) dargestellt.

Teerhaltiger Straßenaufbruch soll mit Verfahren entsorgt werden, welche die Ausschleusung der Schadstoffe aus dem Stoffkreislauf dauerhaft gewährleisten. Für Straßenaufbruch, dessen Gehalt an PAK nach EPA 25 mg/kg überschreitet, kommen regelmäßig nur die nachgenannten Entsorgungsverfahren in Betracht:

- Deponie (Verwertung/Beseitigung)
- thermische Behandlung (in geeigneter Anlage)

Folgende Entsorgungsverfahren stellen eine Beseitigung oder Ausschleusung der teer-/pechhaltigen

Bindemittel im Straßenaufbruch nicht sicher und kommen daher nur für teerfreien Straßenaufbruch mit einem PAK-Gesamtgehalt nach EPA von ≤ 25 mg/kg in Betracht:

Groeten,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e - ILT 5.1.2.e @ilent.nl>

Verzonden: vrijdag 22 april 2022 11:08

Aan: 5.1.2.e - ILT 5.1.2.e @ilent.nl>

Onderwerp: LANUV-Arbeitsblatt 47

ter info:

https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/4_arbeitsblaetter/LANUV_Arbeitsblatt_47.PDF

Met vriendelijke groet,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: PAK's
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:03:38

III

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Verzonden: dinsdag 31 mei 2022 08:01
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl 5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: PAK's

Goedemorgen 5.1.2.e,

In het kader van mijn vragen over asfalt en teerhoudendheid heb ik nog een vraag.
 Bezwaarmaakster stelt in haar bezwaarschrift het volgende:

“Zonder dat expliciet te vermelden, meent de stas klaarblijkelijk dat de Europese indicator van 50 mg/kg benzo(a)pyreen niet juist is. De stas heeft met de Regeling de grenswaarde van het verschil tussen wel en niet-teerhoudend aangescherpt naar de grenswaarde van 75 m/kg 'PAK10'. De Regeling betekent derhalve dat de Europese grenswaarde van 50 mg/kg benzo(a)pyreen, aanzienlijk aangescherpt wordt tot 75 mg/kg PAK 10. Dit is vergelijkbaar met 3 mg/kg benzo(a)pyreen.”

Deze stelling heeft IBAS Aggregates B.V. tijdens de hoorzitting weer herhaald. Ik heb om uitleg gevraagd. Deze werd niet gegeven. Er zit ook geen onderbouwing bij deze stelling. Klopt deze stelling? En zo ja waarom en zo nee waarom niet?

Dank alvast.

Groeten,

5.1.2.e

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: 07.011 StAB advies RvS.PDF TAG PAK
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:04:02
Bijlagen: [07.011 StAB advies RvS.PDF](#)

IV

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Verzonden: dinsdag 14 juni 2022 11:46
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' 5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: 07.011 StAB advies RvS.PDF TAG PAK

Hallo 5.1.2.e,

Bijgaand het Stab-rapport uit 2007 over de vraag of de toepassing van TAG in de vorm van koude immobilisatie in het algemeen vergelijkbaar is met de Nederlandse eis van eerst thermisch reinigen.

Denk dat een voordeel van het thermisch reinigen is dat de PAK's uit het milieu zijn en bewerkte fracties vervolgens overal in kunnen worden gezet. Het is ook qua handhaving van voordeel omdat na thermische reiniging ook voor de funderingslagen het zeker is dat het niet meer PAK houdend is.

Groeten,

5.1.2.e

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: Vraag naar rapport Stab april 2007
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:04:39
Bijlagen: [708 Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat Deel I en II.pdf](#)
[Interventiestrategie_TAG.pdf](#)
[Wat te doen met TAG.pdf](#)
[18.048 Artikel AenB mei 2018 Teerverwertung nicht nur thermisch.pdf](#)
[07.011 StAB advies RvS.PDF](#)
[05.026 Toekomst milieuwetgeving, KST85851.pdf](#)

V

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Verzonden: woensdag 15 juni 2022 11:17
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' 5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: FW: Vraag naar rapport Stab april 2007

Hallo 5.1.2.e

Bijgaand alle stukken die ik van 5.1.2.e samen met het Stab-rapport heb gekregen.

Groeten,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e - DGMI 5.1.2.e [@minienw.nl](mailto:5.1.2.e@minienw.nl)>

Verzonden: dinsdag 14 juni 2022 10:53

for damage of any kind resulting from the risks inherent in the electronic transmission of messages.

708

Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat

Deel I: Algemene informatie

Bieb

Trefwoorden:
PAK ; Teerhoudend asfalt;
(2 documenten).

Amsterdam, december 2005

IVAM

research and consultancy on sustainability

Roetersstraat 33 - 1018 WB Amsterdam - Postbus 18180 - 1001 ZB Amsterdam

Tel. 020-525 5080, Fax 020-525 5850, internet: www.ivam.uva.nl, e-mail: office@ivam.uva.nl

Colofon

ISO Doc. nr. O – 0538	
Titel	Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat. Deel I: Algemene informatie
Auteur(s)	Dr. H.B. Krop, ing. R.J. Saft, ir. B.T.J.M. Krutwagen
Externe review door	RIVM (M. van Raaij, P. Janssen)
Deze rapportage is tot stand gekomen in opdracht van SenterNovem. Contactpersoon bij SenterNovem is dr. M.J.A. Kraakman Adres: SenterNovem Postbus 8242 2503 RE Utrecht	
Voor meer informatie over deze rapportage kunt u contact opnemen met: ing. R.J. Saft (projectleider), tel. 020 – 525 5917, rjsaft@ivam.uva.nl	
Gegevens uit deze rapportage mogen worden overgenomen mits onder uitdrukkelijke bronvermelding. IVAM UvA bv aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.	

0. Samenvatting

Teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) bevat polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK). PAK is een klasse van chemische stoffen die honderden verschillende stoffen omvat. Vanwege de potentiële risico's van PAK voor mens en milieu hanteert Nederland voor PAK het voorzorgsprincipe. Het Nederlandse beleid is erop gericht om PAK uit de keten te halen voordat de producten hergebruikt mogen worden. TAG dient daarom eerst thermisch verwerkt te worden. Op dit moment wordt een gedeelte van TAG uitgevoerd naar het buitenland waarna het als koud geïmmobiliseerd materiaal wordt toegepast. Hierdoor blijven PAK in de productketen aanwezig en kunnen deze een risico gaan vormen voor volksgezondheid en milieu. Het algehele doel van dit project is dan ook het in kaart brengen van de risico's voor milieu en volksgezondheid van PAK afkomstig uit teerhoudend asfaltgranulaat (TAG).

Om de mogelijke risico's van PAK in TAG voor mens en milieu te bepalen dient een inschatting van de opname van PAK uit TAG vergeleken te worden met concentraties waarbij geen effecten te verwachten zijn voor mens en milieu. Dit rapport geeft antwoord op de onderzoeksvragen wat de meest recente wetenschappelijke inzichten zijn omtrent de toxiciteit, de schadelijkheid en de mogelijke bronnen van PAK en in hoeverre TAG een substantiële bron van PAK is. Daar waar betere of nauwkeuriger waarden zijn gevonden die geschikt zijn voor gebruik in het risicobeoordelingmodel EUSES, zijn deze toegepast. In het tweede rapport bij deze studie¹ wordt antwoord gegeven op de vraag in hoeverre PAK uit koolteer zich door het milieu verspreiden en wordt met behulp van EUSES een kwantificatie gemaakt van de mogelijke risico's van PAK uit koolteer. Hiermee kwantificeren we het verschil in risico's voor milieu en volksgezondheid tussen nuttige toepassing van TAG na thermische behandeling of na koude immobilisatie.

Het Nederlandse beleid richt zich op de aanwezigheid en risico's van 10 verschillende PAK, de 10 PAK van VROM: naftaleen, anthraceen, fluorantheen, fenanthreen, benzo[a]anthraceen, chryseen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, benzo[ghi]peryleen en indeno[1,2,3-cd]pyreen. Aan deze stoffen is veel onderzoek gedaan en van vele instanties op het gebied van milieu en (volks)gezondheid zijn regelmatig overzichtsrapporten verschenen over het voorkomen en de effecten van PAK op mens en milieu. Dit neemt niet weg dat een substantieel deel van het experimentele onderzoek aan PAK moeilijk is en er daardoor grote variatie in de uitkomsten bestaat. Dit geldt vooral voor de zwaardere PAK (benzo[a]anthraceen, chryseen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, benzo[ghi]peryleen en indeno[1,2,3-cd]pyreen).

PAK komen van nature in aanzienlijke hoeveelheden voor in steenkool en ruwe aardolie. Door verwerking en gebruik kunnen deze PAK vrijkomen. Dit aandeel is echter gering vergeleken bij de emissie van PAK naar de lucht die gevormd worden bij onvolledige verbrandingsprocessen. Industrie en (weg)verkeer zijn de belangrijkste veroorzakers van deze emissies. Andere belangrijke bronnen zijn consumenten (open haarden, allesbranders) en de landbouw. In totaal wordt naar schatting circa 700 ton PAK (10 van VROM) via deze routes geëmitteerd. Enkele tonnen hiervan belanden door atmosferische depositie in oppervlaktewateren. Atmosferische depositie is dan ook de belangrijkste bron van verontreiniging van oppervlaktewateren met PAK. De precieze emissiegegevens zijn moeilijk te bepalen omdat databronnen soms gedateerd zijn en soms verschillende definities van PAK hanteren. Er zijn evenwel voldoende gegevens om een indruk van de orde grootte te krijgen.

Naast meetbare emissies is er sprake van ophoping van PAK in (water)bodem en sommige bouwmaterialen. Verontreinigde grond en waterbodems zijn qua absolute hoeveelheid vergelijkbare bronnen, maar slechts een beperkte gedeelte van die bronnen hangt samen met verhoogde PAK-gehalten.

¹ Saft, R.J. en Krop, H.B. *Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat Deel II: Risico-analyse PAK uit TAG*. IVAM, Amsterdam, oktober 2005

Bovendien zijn de normeringsgrondslagen voor (water)bodems voor wat betreft PAK-gehalte veel lager dan de gemiddelde PAK-gehalten in teerhoudend materiaal. Teerhoudend materiaal in wegen is derhalve vermoedelijk de grootste potentiële bron van PAK in Nederland in vergelijking met verontreinigde waterbodems en verontreinigde grond. Afgaande op de verhouding tussen omvang van de stroom en gehalte aan PAK verontreinigingen bedraagt het aandeel van teerhoudend materiaal naar verwachting meer dan 50%. In deel II van deze studie is becijferd dat de daadwerkelijke emissie bij verwerking van koud gestabiliseerd TAG echter betrekkelijk klein is en minder dan 1% van de totale emissie in Nederland bedraagt.

Voedselopname is de belangrijkste bron van blootstelling van individuen aan PAK. Vooral een op vuur doorbakken stuk gegrild vlees is rijk aan PAK. Specifieke voedselbronnen kunnen aanzienlijke hoeveelheden PAK bevatten. Door hun sterke hydrofobiciteit kunnen PAK namelijk goed bioaccumuleren in de vetfractie organismen. Dit geldt vooral voor sommige vetrijke ongewervelde dieren, zoals schaaldieren en zeeslakken. Deze organismen, in tegenstelling tot andere organismen, missen het vermogen om PAK om te zetten. Dit mechanisme is bijvoorbeeld specifiek afwezig in een aantal lagere waterorganismen. Deze staan onderaan in de voedselketen, maar metingen laten zien dat biomagnificatie afneemt in hogere organismen die van deze organismen leven.

In gebieden rondom emissiebronnen (druk wegverkeer, industriële puntbronnen) kan de opname via gewassen (groenten, fruit) een relevante bron zijn. De bijdrage via voedselopname is in het algemeen aanzienlijk groter dan de bijdrage via de lucht (- 5-10%) of drinkwater. Door de meeste onderzoekers wordt geconstateerd dat bestaande gezondheidsnormen niet overschreden worden.

De schattingen van de opname hoeveelheden laten zien de 10 PAK van VROM geen aanleiding geeft tot een verhoogd risico mits het dieet gevarieerd blijft. Een overschrijding is alleen waarschijnlijk als de bovengeschieden risicobronnen overmatig geconsumeerd worden.

De meeste organismen waaronder de mens kunnen PAK snel opnemen en omzetten. De verblijftijd van PAK in het lichaam is daardoor relatief kort. Desalniettemin wordt van een aantal PAK aangenomen dat deze genotoxische-carcinogene werking hebben. Alleen voor naftaleen, fluoranthreen, anthraceen en benzo(g,h,i)peryleen is bekend dat deze niet het erfelijk materiaal aantasten (genotoxiciteit) en niet carcinogeen zijn.

Vanwege hun genotoxische-carcinogene werking kunnen voor de overige PAK geen minimale risiconiveaus voor de mens (tolereerbare inname) vastgesteld worden. Voor deze categorie stoffen (genotoxische werkende carcinogenen) hanteert men het concept van een verhoogd aanvaardbaar risico. Het genotoxisch-carcinogeen effect van specifieke PAK bepaalt het humane risico van een mengsel van PAK. Voor het bepalen van het risico van PAK in teerhoudend materiaal wordt gebruik gemaakt van de surrogaat benadering, waarbij benzo(a)pyreen als gidsstof is gebruikt.

Door de grote aandacht voor carcinogene effecten van PAK is nauwelijks iets bekend over andere mogelijk schadelijke effecten bij de mens, behalve voor benzo(a)pyreen. Deze laatste PAK wordt ook in verband gebracht met reproductieve en hormoonverstorende effecten. Bovendien is het nog zeer onduidelijk in hoeverre PAK in een mengsel elkaar kunnen beïnvloeden en in hoeverre andere stoffen de effecten van PAK zouden kunnen versnellen of vertragen. Dit is op dit moment één van de belangrijkste aandachtspunten in wetenschappelijk onderzoek van PAK.

De zwaardere PAK verspreiden zich geadsorbeerd aan stofdeeltjes in de lucht over grote afstanden en naar andere compartimenten. De lichtere PAK (naftaleen, anthraceen, fluoranthreen, fenantheen) desorberen sneller van de stofdeeltjes en kunnen daarna goed reageren met zonlicht en daardoor sneller uit het milieu verdwijnen. Anderzijds zijn er aanwijzingen dat sommige PAK voor met name waterorganismen door hun reactie met zonlicht toxischer zijn dan verwacht. Voor deze PAK bestaan nu genoeg gegevens om de risico's voor water en bodem/sediment organismen te onderscheiden.

De biodegradatie van PAK wordt door vele processen beïnvloed maar is in het algemeen traag, zeker voor de zwaardere PAK. Dit wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door de sterke hechting van PAK aan vaste stofdeeltjes. De hechting wordt ook sterker in de loop van de tijd. Anderzijds kan de hechting verminderd worden door het gebruik van andere stoffen zoals surfactanten. Door grote verschillen in adsorptie en desorptie variëren de uitkomsten van biodegradatiesnelheden sterk.

Inhoudsopgave

0.	Samenvatting.....	3
1.	Aanleiding en doel.....	8
2.	Werkwijze.....	9
3.	Fysische chemische eigenschappen van PAK.....	12
4.	Bronnen en emissies van PAK.....	14
4.1	Emissies naar de lucht.....	14
4.2	Emissie van PAK naar water.....	15
4.3	Emissie van PAK naar de bodem.....	16
4.4	Overzicht emissies en herkomst van PAK in Nederland.....	17
4.5	Resumé.....	19
5.	Concentraties en Humane blootstelling.....	21
5.1	Gerapporteerde concentraties van PAK in verscheidene compartimenten.....	21
5.2	Opnameroutes bij de mens.....	23
5.3	Kinetiek en metabolisme bij mens.....	25
5.4	Humane effecten van PAK.....	27
5.5	Resumé.....	29
6.	Gedrag en effect van PAK in het milieu.....	30
6.1	Inleiding.....	30
6.2	Ecotoxiciteit van de 10 PAK van VROM op water-, sediment en bodemorganismen.....	31
6.3	Transport en verdeling.....	33
6.4	Degradatie van PAK.....	36
6.5	Biobeschikbaarheid van PAK.....	40
6.6	Competitieprocessen van PAK in het milieu.....	42
6.7	Resumé.....	43
7.	Conclusies: afleiding input voor risicobeoordeling.....	44
	Bijlage 1 Metabolisme van PAK bij de mens.....	47
	Bijlage 2 Classificatie van PAK.....	48
	Bijlage 3 Overzicht van recente aquatische toxiciteitsdata (>1995).....	51
	Bijlage 4 Overzicht van recente terrestrische toxiciteitsdata (>1995).....	54
	Bijlage 5 Huidige milieukwaliteitsnormen.....	57
	Bijlage 6 Toelichting foto-oxidatie en foto-toxiciteit.....	60
	Bijlage 7 Gedrag van PAK in het milieu: veldexperimenten.....	62
	Lijst met tabellen:	
	Tabel 1a Uitgangswaarden RIVM in 1995.....	10
	Tabel 1b Experimentele data als uitgangswaarde voor afleiding milieukwaliteitsnormen 1995.....	10
	Tabel 2. Enkele fysisch-chemische eigenschappen van de 10 PAK van VROM.....	12
	Tabel 3 Literatuur overzicht van de concentraties aan PAK in verschillende bronnen (bron: IPCS).....	14
	Tabel 4: PAK emissies in Nederland naar lucht, water en bodem in ton per jaar.....	18
	Tabel 5: PAK (10 van VROM) naar lucht uitgesplitst naar doelgroepen met grootste bijdragen en enkele belangrijke bronnen in ton per jaar.....	18
	Tabel 6: Belasting Nederlandse bodem met PAK, in ton per jaar.....	19
	Tabel 7 Gerapporteerde concentraties in verschillende typen lucht (ng/m ³) voor 10 PAK van VROM.....	21
	Tabel 8 Gerapporteerde concentraties in verschillende typen wateren (ng/l) voor 10 PAK van VROM.....	22
	Tabel 9 Gerapporteerde concentraties in sediment en bodem typen in µg/kg droge stof.....	22
	Tabel 10 Gerapporteerde concentraties grondmonsters in mg/kg droge stof.....	23

Tabel 11 Gerapporteerde concentraties in verschillende voedselproducten ($\mu\text{g/kg}$ droge stof)	23
Tabel 12 Schatting van de gemiddelde dagelijkse opname van PAK door volwassen niet-rokers (ng/persoon)	24
Tabel 13 Carcinogeniciteit and genotoxiciteit overzicht van enkelvoudige PAK	27
Tabel 14 Gerapporteerde sediment/bodem-water evenwichts constanten van de 10 PAK van VROM	36
Tabel 15 Gerapporteerde degradatieconstanten van de 10 PAK van VROM	38
Tabel 16 Klasse indeling voor halfwaardetijden	39
Tabel 17 Halfwaardetijden van PAK	39
Tabel 18 Inputgegevens EUSES: PNEC-waarden voor het water en bodem compartiment	44
Tabel 19 Inputgegevens EUSES: stofintrinsieke eigenschappen van 10 PAK	45
Tabel 20 Inputgegevens EUSES: bepaling van de humane risico's van naftaleen.	45
Tabel 21 Inputgegevens EUSES: bepaling van de humane risico's van overige PAK	46
Tabel 22 Inputgegevens EUSES: overzicht berekende emissiewaarden van PAK uit TAGRAC	46
Tabel B2.1 Overzicht van Toxische Equivalentie Factoren voor PAK (bron IPCS Tabel A1.9)	48
Tabel B2.2 EROD activiteit voor de 10 PAK van VROM	49
Tabel B2.3 Carcinogeniteits en genotoxiciteitsevaluatie	49
Tabel B5.1 Milieukwaliteitsnormen bodem	57
Tabel B5.2 Milieukwaliteitsnormen sediment	57
Tabel B5.3 Milieukwaliteitsnormen oppervlaktewater	58
Tabel B5.4 Milieukwaliteitsnormen grondwater	59
Tabel B6.1 Overzicht van J en Φ voor verschillende PAK voor de lichtbron	60
Tabel B6.2 Relatieve fotocytotoxische potentie van PAK t.o.v. fluorantheen	61
Tabel B7.1 Experimenteel bepaalde bioconcentratiewaarden van enkele PAK	63

1. Aanleiding en doel

De achtergrond van dit onderzoek betreft de uitvoer van teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) naar het buitenland, met name Duitsland. TAG bevat polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) in een concentratie van minimaal 75 mg per kg. In Nederland is in het LAP vastgelegd dat deze PAK uit de keten verwijderd moeten worden via thermische verwerking voordat nuttige toepassing van TAG mogelijk is. In Duitsland mag TAG koud geïmmobiliseerd worden voordat nuttige toepassing plaatsvindt in de wegenbouw. Momenteel is uitvoer van TAG naar Duitsland mogelijk en, ondanks bezwaren van het Ministerie van VROM, door de rechter mogelijk gemaakt ook al omdat Nederland niet (afdoende) heeft aangetoond dat de uitvoer gevaren voor mens en milieu met zich mee brengt.

Het onderhavige onderzoek dient mede inzicht te geven in de vraag of PAK die door koude immobilisatie in de keten blijven, op termijn een gevaar vormen voor mens en milieu. TAG kan namelijk gemengd worden met cement en water tot een koud gestabiliseerd mengsel dat TAGRAC wordt genoemd: teerhoudend asfaltgranulaatcement. Dit materiaal wordt vooral toegepast als funderingsmateriaal in wegconstructies. We hebben dit gegeven gebruikt om de emissies van PAK nader in te schatten. Het onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van het programma Uitvoering Afvalbeheer, dat wordt uitgevoerd door SenterNovem in opdracht van het Ministerie van VROM.

Het algehele doel van het project is het in kaart brengen van de risico's voor milieu en volksgezondheid van PAK afkomstig uit teerhoudend asfaltgranulaat (TAG). Daarnaast is doelstelling van het project dat een onderbouwing wordt geleverd van het uitvoerbeleid voor teerhoudend asfaltgranulaat.

Er zijn een viertal specifieke onderzoeksvragen geformuleerd die beantwoord moeten worden:

1. Wat zijn de meest recente wetenschappelijke inzichten omtrent de toxiciteit van PAK en de schadelijkheid ervan voor milieu en volksgezondheid?
2. In welke mate vormt TAG een substantiële bron voor PAK en hoe verhoudt dit zich tot andere bronnen?
3. In hoeverre kunnen PAK uit koolteer en TAG zich door het milieu verspreiden?
4. Is te kwantificeren wat de verschillen in risico voor milieu en volksgezondheid zijn tussen nuttige toepassing na thermische behandeling en nuttige toepassing na koude immobilisatie?

Er is voor gekozen om het onderzoek in twee rapporten te presenteren. In het eerste rapport (deel I) worden de eerste twee onderzoeksvragen beantwoord. In deel II worden onderzoeksvraag 3 en 4 behandeld. **Onderliggend rapport is deel I en bevat algemene informatie over gedrag en risico's van PAK alsmede het voorkomen ervan in Nederland.** Het rapport beoogt niet om een herziening of anderszins kritische beschouwing van de huidige normstelling te zijn. Wel dient het de meest recente en relevante wetenschappelijke inzichten te beschrijven over aard en gedrag van PAK. De aard en het gedrag van PAK worden vervolgens gebruikt als input bij deel II van het onderzoek waarin gebruik wordt gemaakt van een risicobeoordelingmodel als EUSES.

2. Werkwijze

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen, kortweg PAK, zijn moleculen die uitsluitend zijn samengesteld uit koolstof en waterstof, met twee of meer gecondenseerde benzeenringen. Zij hebben alle een aromatisch karakter hoewel de sterkte hiervan afhangt van de posities van de C-atomen in het molecuul. Het zijn deze verschillen die ten grondslag liggen aan het gedrag van de specifieke PAK met zijn omgeving.

Gezien het grote aantal mogelijke PAK-verbindingen, is het niet mogelijk om alle PAK-verbindingen te bepalen in een monster. Hiertoe zijn door een aantal instituten en overheidsinstellingen selecties gemaakt van de belangrijkste PAK. Zo bestaan de selecties 10 PAK van VROM, 16 PAK van EPA, de 6 PAK van Borneff en de 14 PAK van de IBS (Interim Bodemsanering) reeks.

De 10 PAK van VROM bestaan uit de volgende PAK: Naftaleen, Anthraceen, Fluorantheen, Fenanthreen, Benzo[a]anthraceen, Chryseen, Benzo[k]fluorantheen, Benzo[a]pyreen, Benzo[ghi]peryleen en Indeno[1,2,3-cd]pyreen. We hebben besloten om ons in dit rapport te richten op de 10 PAK van VROM omdat deze selectie is gebruikt bij de bepaling van concentraties en uitloging van PAK uit teerhoudend materiaal (TAG). Hierdoor kunnen we een directe relatie leggen met de risicobeoordeling van PAK uit TAG die in deel II van dit onderzoek plaatsvindt.

De gezondheidkundige aspecten van PAK en hun gedrag in het milieu zijn uitgebreid beschreven door de WHO², de ATSDR³ en de IARC⁴. Van deze drie uitgebreide reviews is die van de WHO het meest recent (1998). Tenzij anders vermeld zijn de gegevens in dit rapport overgenomen van het rapport van de WHO. De Nederlandse gezondheidsraad bereidt ook een rapport voor over de humane effecten van PAK voor werknemers. Het rapport bevindt zich echter nog in de allereerste fase.

Milieueffecten worden voor beleidsdoeleinden vertaald in Maximaal Toelaatbare Concentraties voor verschillende milieucompartimenten zoals bijvoorbeeld water, bodem, lucht etc. Voor de 10 PAK van VROM zijn deze in het verleden afgeleid door het RIVM⁵ voor water en bodem/sediment. De destijds door RIVM genoemd stoffeigenschappen vormen een vertrekpunt voor deze studie. Tabel 1a geeft een overzicht van de meest relevante waarden.

² IPCS (International Programme on Chemical Safety. Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. WHO, Geneva 1998: Environmental Health criteria 202.

³ USDHHS (United States Department of Health and Human Services). Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (Update). 1995, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

⁴ IARC (international Agency for Research on Cancer). Certain polynuclear aromatic compounds, Part 1-4, Lyon 1983-1985, Volume 32 – 35.

⁵ D.F. Kalf, G.H. Crommentuijn, R. Posthumus and E.J. van de Plassche, Integrated environmental Quality Objectives for PAHs, RIVM, 1995, Report no 679101 018

Tabel 1a Uitgangswaarden RIVM in 1995

Naam	Dampspanning bij 25 C (Pa)	Log Kow (l/kg) ¹	Oplosbaarheid in water (µg/l)	Henry-cst (atm.m ³ .mol ⁻¹ bij 25 oC)
Naftaleen	10,4	3,3	3,1 x 10 ⁴	1,7 x 10 ⁻²
Anthraceen	1,0 x 10 ⁻³	4,45	45	1,6 x 10 ⁻³
Fenanthreen	2,0 x 10 ⁻²	4,46	1,1 x 10 ³	1,3 x 10 ⁻³
Fluorantheen	1,2 x 10 ⁻³	5,16	260	3,9 x 10 ⁻⁴
Benzo[a]anthraceen	2,8 x 10 ⁻⁵	5,79	11	2,3 x 10 ⁻⁴
Chryseen	5,7 x 10 ⁻⁷	5,73	8,8	6,0 x 10 ⁻⁶
Benzo[k]fluorantheen	5,2 x 10 ⁻⁸	6,00	0,8	6,6 x 10 ⁻⁶
Benzo[a]pyreen	7,0 x 10 ⁻⁷	5,97	3,8	1,9 x 10 ⁻⁵
Benzo[ghi]peryleen	2,6 x 10 ⁻⁹	6,63	0,26	1,1 x 10 ⁻⁶
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	2,6 x 10 ⁻⁹	6,4	0,05	5,8 x 10 ⁻⁶

¹ Ook toegepast als log K_{oc} (sediment/bodem).

In dezelfde rapportage van RIVM zijn experimentele toxiciteitsdata toegepast voor de afleiding van milieukwaliteitsnormen. Deze zijn weergegeven in tabel 1b.

Tabel 1b Experimentele data als uitgangswaarde voor afleiding milieukwaliteitsnormen 1995

Naam	Laagste LC50 aquatisch (µg/l)	Laagste NOEC aquatisch (µg/l)	Laagste E(L)C50 bodem ¹ (mg/kg)	Laagste NOEC bodem ¹ (mg/kg)
Naftaleen	120	21	-	-
Anthraceen	6,9	1,67	150	-
Fenanthreen	30	32	-	-
Fluorantheen	300	12	-	-
Benzo[a]anthraceen	10	-	-	2,5
Chryseen	-	-	-	-
Benzo[k]fluorantheen	-	0,36	-	-
Benzo[a]pyreen	5,0	6,3	-	2,6
Benzo[ghi]peryleen	-	-	-	-
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	-	-	-	-

¹ Indien geen waarden beschikbaar is, zijn normen afgeleid van aquatische normen via de evenwichtspartitie-methode.

Specifiek voor naftaleen en voor humane gezondheid van anthraceen heeft de EU een risicokarakterisatie uitgevoerd⁶. Deze studies zijn nog niet afgerond maar concept-versies zijn beschikbaar op de website van het European Chemicals Bureau. Verder werkt RIVM momenteel aan een risicokarakterisatie van hoge temperatuur koolteer, toegespitst op een groot aantal PAK⁷. Voor deze studie kregen we de beschikking over een conceptversie van die studie. Milieueffecten worden aangevuld met de gegevens uit deze twee rapporten voor zover relevant.

In het verleden is er een databank opgezet (AQUAPOL/ADEPT⁸) van een groot aantal relevante milieuchemische parameters voor een groot aantal stoffen, waaronder enkele van de 10 PAK van VROM. Hierbij werden de toentertijd alle waarden uit de literatuur opgenomen met een aanvullende score. Deze

⁶ <http://ecb.jrc.it/>, R020 0110 env hh (naftaleen) en R316 0507 hh (anthraceen)

⁷ Concept EU-RAR R323_0508_env-RAR-pitch, (nog niet officieel beschikbaar via het Europees stoffenbureau in Ispra, Italië)

⁸ Waterloopkundig laboratorium. AQUAPOL, Resultaten van het literatuuronderzoek, Rapport nr T1159, 1995

databank geeft een overzicht van de variatie van de in de literatuur vermelde waarden, waardoor een bandbreedte van relevante stofparameters bepaald kan worden. De in deze database vermelde uitkomsten zijn gebruikt om variaties in de uitkomsten van enkele milieuchemische eindpunten van enkele PAK weer te geven. Dit is van belang om in een latere fase een gevoeligheidsanalyse uit te voeren met de gebruikte risicobeoordelingmodellen.

Om de meest recente ontwikkelingen weer te geven is er gezocht naar relevante en aanvullende referenties in de wetenschappelijke literatuur. Hiertoe is een referentieset gemaakt van de 10 PAK van VROM van na 1995 met het Chemical Abstract System. De bovengenoemde reviews verwezen in elk geval naar literatuur van vóór 1995. De gebruikte zoekwoorden in deze set moesten vooral referenties opleveren die bruikbaar zijn voor de in de tweede fase uit te voeren risico-evaluatie van het uitloggen van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat naar de bodem. Hierdoor zijn de zoekwoorden vooral gerelateerd aan de inputparameters voor het LCA, USES en GeoPearl software programma. Als de referentieset meer dan 100 artikelen bevatte, zijn aanvullende uitsluitingszoekwoorden gebruikt. Voor bijvoorbeeld DT50 of "biodegradation rate" in de bodem zijn aanvullende uitsluitingszoekwoorden gebruikt als NOT oil, petroleum, ozon, mixed culture, surfactant, nutrient, oil om juist die referenties te verkrijgen, waarbij biodegradatie snelheden in de bodem onder meer natuurlijke omstandigheden bepaald werden.

Een aparte set is gemaakt van biodegradatie snelheid of DT50 in water en in sediment.

Daarnaast zijn er aparte referentiesets gemaakt van bioconcentratie factoren, bioaccumulatie factoren en desorptie, fate modelling, food chain, NOEC of LOEC of EC50 of NOAEL of LOAEL en toxische effecten bij mensen. De samenvattingen van deze referenties werden nader bekeken op hun relevantie. Vooral referenties die inputwaarden voor de latere risicobenadering gaven zijn nader onderzocht.

Referenties die niet uit peer-reviewed tijdschriften en uit boeken kwamen, zijn niet nader onderzocht omdat deze informatie niet is gecontroleerd of (vaak) een persoonlijk overzicht van het desbetreffende onderwerp betreft. Verondersteld is dat de primaire referenties ook aan de basis hebben gelegen van de gebruikte reviews.

De relevante referenties werden gedownload en indien relevant toegevoegd en vermeld in de daarvoor betreffende sectie. Gezien de vraagstelling gaat de meeste aandacht uit naar de opname, verspreiding, verdeling en omzetting naar de bodem en via de bodem naar de mens.

3. Fysische chemische eigenschappen van PAK

De belangrijkste fysisch-chemische eigenschappen relevant voor een (eco)toxicologische risico-analyse zijn samengevat in Tabel 2. PAK kenmerken zich door hun hoge tot zeer hoge octanol-water partitievoëfficiënt, $\log K_{ow}$, en daardoor lage wateroplosbaarheid. Hieruit kan geconcludeerd worden dat PAK hydrofobe stoffen zijn. De Henry-constanten van naftaleen en anthraceen zijn relatief hoog zodat deze twee PAK van de 10 van VROM redelijk vluchtig zijn. Vanwege het belang van het onderzoek wordt naast de geselecteerde waarde ook het interval weergegeven van de gevonden literatuur waarden voor die PAK zoals vermeld in AQUAPOL/ADEPT. De databank vermeldt waarden uit de oorspronkelijke referenties en van reviews. Opmerkelijk is het grote verschil in de wateroplosbaarheid van Indeno(1,2,3)pyreen geciteerd door de IPCS vergeleken met de waarden in AQUAPOL/ADEPT. Uit Aquapol zijn de data gekozen met de beste experimentele score. Tussen haakjes staat de variatie in uitkomsten met de database AQUAPOL/ADEPT en de Delle Site⁹.

Tabel 2. Enkele fysisch-chemische eigenschappen van de 10 PAK van VROM

Naam	Kookpunt °C	Dampspanning bij 25 °C (Pa)	Dichtheid (g/ml)	Log K_{ow} (l/kg)	Oplosbaarheid in water (µg/l)	Henry-cst
Naftaleen	217.9	10,4 (6,45-15.2)	1,154	3,4	$3,17 \times 10^4$	$4,89 \times 10^{-2}$
Anthraceen	342	$8,0 \times 10^{-4}$ (8-25) $\times 10^{-4}$	1,283	4,5	73	$7,3 \times 10^{-2}$
Fenanthreen	340	$1,6 \times 10^{-2}$ (1,6-2,5) $\times 10^{-2}$	0,980	4,6	974	$3,98 \times 10^{-3}$
Fluorantheen	375	$1,2 \times 10^{-3}$ (0,6-1,2) $\times 10^{-3}$	1,252	5,22 (4,84-5,22)	205 (120-373)	$1,29 \times 10^{-3}$ (0,3-6,2) $\times 10^{-3}$
Benzo[a]anthraceen	400	$2,8 \times 10^{-5}$	1,226	5,61	14	$6,5 \times 10^{-4}$
Chryseen	448	$8,4 \times 10^{-5}$	1,274	5,91	2,0	
Benzo[k]fluorantheen	480	$1,3 \times 10^{-8}$ (1-5) $\times 10^{-8}$		6,84 (6,12-7,2)	1,7 (0,8-2,6)	$4,4 \times 10^{-5}$ (1,6-4,3) $\times 10^{-5}$
Benzo[a]pyreen	496	$7,3 \times 10^{-7}$ (0,7 – 21) $\times 10^{-7}$	1,351	6,07 (5,97-6,35)	3,8 (1,3-4,8)	$3,4 \times 10^{-5}$ (0,9-3,4) $\times 10^{-5}$
Benzo[ghi]peryleen	545	$1,4 \times 10^{-8}$ (1,3 – 2.250) $\times 10^{-8}$	1,329	6,09 (6,09-7,5)	0,33 (0,13-0,54)	$2,7 \times 10^{-5}$ (0,1-59) $\times 10^{-5}$
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	536	$1,3 \times 10^{-8}$		7,0 (6,5-7,0)	1 (0,2 – 2,5)	$2,9 \times 10^{-5}$ (0,1-9) $\times 10^{-5}$

Bron IPCS¹ Henry-constante in (atm.m³.mol⁻¹ bij 25 °C).

Het bepalen van zeer lage dampspanningen, wateroplosbaarheden of hoge octanol-water partitievoëfficiënten (K_{ow}) van een stof is experimenteel gezien lastig. Hierdoor wordt niet alleen de onnauwkeurigheid van het getal zelf groter maar ook de variatie in uitkomsten tussen verschillende laboratoria. Een verschil van een factor 10 in uitkomsten voor de K_{ow} of de dampspanning kan daardoor gemakkelijk optreden. Daarnaast bestaan er review artikelen waarbij de auteurs een waarde selecteren. De criteria die auteurs hierbij hanteren verschillen nogal.

⁹ Delle Site, A. Vapour pressures of environmentally significant organic chemicals, Review of methods and data at ambient temperature, J. Phys.Chem. Ref. Data, 26, 1, 1997.

Er zijn in bovenstaande tabel aanzienlijke verschillen in vergelijking met de in hoofdstuk 2 gegeven waarden (tabel 1a). Dit geldt vooral voor dampspanning en Henry-constante waar verschillen tot 2 ordegrottes voorkomen. Voor de parameters dichtheid en log K_{ow} zijn de verschillen veel kleiner. In deel II van dit onderzoek zullen we bekijken of de bandbreedte in waarden uit bovenstaande tabel van invloed is op de risicobeoordeling van PAK uit teerhoudend materiaal.

Chemisch gezien zijn de PAK relatief inert. Dit komt door het optredende mesomere effect. Echter niet alle posities in het molecuul zijn even inert. Er zijn reactievere plaatsen in het molecuul afhankelijk van het type reactie dat optreedt. PAK reageren meestal via een electrofiële substitutie of additie reactie. Het laatste type verbreekt het mesomere karakter van het molecuul.

Vrije PAK reageren in het milieu erg goed onder invloed van UV-licht. In de eerste stap wordt het PAK molecuul aangeslagen naar een hogere energietoestand. Vervolgens valt deze toestand snel uiteen naar zijn stabielere toestand. Van hieruit zijn verschillende reactiepaden mogelijk. Eén heel bekende is een reactie waarbij chinon-achtige structuren¹⁰ ontstaan.

¹⁰ Stabiele verbinding bestaande uit een benzeenstructuur met twee O-atomen op de para-plaats.

4. Bronnen en emissies van PAK

In dit hoofdstuk geven we een overzicht van de belangrijkste emissiebronnen voor PAK. Informatie hierover wordt jaarlijks gerapporteerd in het kader van Emissieregistratie. Er zijn daarnaast ook andere bronnen geëvalueerd bij Rijkswaterstaat, provincies en onderzoeksinstituten. Naast bekend emissiebronnen (verkeer, industrie) zijn er belangrijke potentiële bronnen zoals verontreinigde grond, verontreinigde waterbodems en teerhoudend materiaal in de wegenbouw. Vaak zijn de emissies uit deze bronnen niet bekend. In dit hoofdstuk proberen we slechts een indruk te geven van de hoeveelheden materiaal die met deze bronnen gemoeid zijn.

4.1 Emissies naar de lucht

De meeste PAK komen in de lucht en vervolgens in de andere compartimenten terecht door onvolledige verbrandingsprocessen zoals:

- bij de productie en verwerking van steenkool en ruwe aardolie
- door verbrandingsprocessen voor verwarming in fabrieken, energie centrales en huizen
- branden
- uitlaatgassen van vervoersmiddelen
- sigarettenrook.

Steenkool en ruwe aardolie bevatten van nature aanzienlijke hoeveelheden PAK. Sommige PAK worden commercieel gewonnen uit aardolie fracties. Van de 10 van VROM zijn dit naftaleen, anthraceen, fenantreen en fluorantheen. Hiervan is naftaleen verreweg de belangrijkste (gebruik in Europa ongeveer 190 kiloton per jaar). De hoeveelheid PAK die vrijkomen bij het productieproces en het gebruik hiervan is relatief gezien gering. De verwerking van steenkool en aardolie leidt tot teerproducten, die verder verwerkt worden tot pitch, asfalt, impregneer oliën en residue oliën. De volgende tabel geeft een overzicht van de gevonden hoeveelheden 10 PAK van VROM in bitumen en asfalt.

Tabel 3 Literatuur overzicht van de concentraties aan PAK in verschillende bronnen (bron: IPCS)

Stof	Concentratie (mg/kg)	
	Bitumen (oliederivaat)	Teer (steenkoolderivaat)
Anthraceen	0,01-0,32	4.170 – 14.400
Fenanthreen	0,32 – 7,3	20.300 – 52.500
Fluorantheen	0,15 - 5	23.500 – 61.900
Chryseen	0,04 - 34	Niet gerapporteerd
Benzo[k]fluorantheen	0,024 – 0,19	3.170 – 7.650
Benzo[a]pyreen	0,1-27	5.110 – 10.400
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	Sporen	3.100 – 3.530

De van nature hierin voorkomende PAK zijn echter gebonden aan het koolstof zelf. Ongeveer 15-25% van de koolstof in harde steenkool is aromatisch. Concentraties aan PAK in gebruikte motorolie liggen aanzienlijk hoger (30-500 keer) dan in de verse olie.

Emissie naar lucht en afvalwater kan optreden bij de productie en verwerking van PAK maar dit is geen belangrijke emissiebron vergeleken bij die van onvolledige verbrandingsprocessen. In het algemeen is over deze emissiebron bij productie en verwerking meer bekend vanwege regelgeving.

Emissie van PAK naar de bodem treedt op bij gebruik van creosoten in houtconservering en bijvoorbeeld het uitlogen van afvalbergen bij de steenkoolproductie en oude gasfabrieken. Dit is een afnemend verschijnsel door het verbod op de toepassing van gecreosoteerd hout, doordat afvalbergen worden afgegraven en verwerkt en doordat terreinen van gasfabrieken worden gesaneerd.

PAK zijn niet alleen aanwezig in de brandstoffen op basis van aardolie, maar worden ook gevormd gedurende pyrolyseprocessen. Huisactiviteiten kunnen een belangrijke bron van PAK emissie naar de lucht en opname bij de mens zijn zoals autoverkeer, sigaretten roken, grillen en roken van voedsel, het gebruik van hout en koolfornuizen en het verbranden van afval. Dit is een belangrijke bron voor een mogelijk gevaar voor de volksgezondheid, zoals in hoofdstuk 5 nader uiteengezet zal worden. Ook treedt emissie van PAK naar de lucht op in aluminium, ijzer en staal fabrieken, bandenproductie, energiecentrales op basis van steenkool, olie en gas, en verbrandingsovens. Open vuren en allesbranders emitteren eveneens PAK naar de lucht. De hoeveelheid hangt af van het verbrandingsmateriaal.

PAK die in de atmosfeer vrijkomen door gemotoriseerd verkeer hebben een karakteristiek profiel, onafhankelijk van het type motor en gebruikte minerale brandstof. De geëmitteerde PAK worden voornamelijk gevormd gedurende onvolledige verbranding. Fluorantheen en pyreen dragen samen voor ongeveer 70-80% bij aan de totaal PAK emissies van voertuigen. De hoeveelheid gevormde PAK vermindert aanzienlijk bij het gebruik van drie-weg katalysatoren. Voertuigen op diesel emitteren grotere hoeveelheden PAK dan op benzine. Ook bij slijtage van het asfalt door het weggebruik kunnen PAK geëmitteerd worden naar de atmosfeer. Omdat deklagen in Nederland tegenwoordig altijd met PAK-arme bitumen worden aangelegd, is deze emissie hier verwaarloosbaar.

Remsystemen en koppelingssystemen kunnen PAK emitteren door hitteontwikkeling en daardoor optredende pyrolyse. Rubberen buitenbanden bevatten vaak een flinke hoeveelheid aromatische oliën en kunnen daardoor een significante bron van emissie naar de atmosfeer worden.

4.2 Emissie van PAK naar water

De belangrijkste bron van PAK in water is het gevolg van het gemotoriseerde vervoer. Slijtage van asfalt en de uitlaatgassen van het gemotoriseerde verkeer wordt via wind en neerslag afgezet in oppervlaktewater en op de grond.

Het Ministerie van Verkeer en Waterstaat heeft een aantal factsheets uitgebracht over emissies naar oppervlaktewater¹¹. De PAK belasting van oppervlaktewater wordt voor 80-90% bepaald door atmosferische depositie (50-60%), de beroepsbinnenvaart (26%) en verduurzaam hout ($\pm 8\%$).

Het gebruik van verduurzaam (= gecreosoteerd) hout in de waterbouw wordt al een aantal jaren afgeraden of verboden. Gevolg is dat het minder wordt toegepast. De emissies naar water betreffen dus de bestaande opstand aan oeverbeschoeiingen en een aflopende bijdrage van nieuwe toepassingen. In 2001 bedroeg de emissies naar schatting 0,99 ton (PAK 6 van Borneff). De emissies uit de beroepsbinnenvaart hangen samen met het gebruik van koolteerhoudende coatings en het lozen of morsen van bilgewater. De opgegeven totale emissie in 2001 is 1,9 ton. De emissie is ten opzichte van begin jaren negentig sterk gedaald maar de komende jaren wordt een stabilisatie van de emissieniveau verwacht.

De bijdrage van atmosferische depositie slaat op PAK die gevormd worden bij allerlei verbrandingsprocessen en via de lucht in het oppervlaktewater terecht komen. De geschatte belasting in 2001 bedroeg 3,2 ton. Dit is vermoedelijk een onderschatting omdat het alleen natte depositie betreft. Droge depositie en indirecte afspoeling door afspoelend hemelwater van verharde oppervlakken is hierin niet meegenomen. Het is niet de verwachting dat, bij voortzetting van het huidige beleid, een substantiële vermindering van de belasting door atmosferische depositie gaat optreden.

Door emissies in het verleden zijn waterbodems in Nederland verontreinigd met tal van stoffen, waaronder PAK. De huidige aanwas van sediment is veel schoner omdat de kwaliteit van het huidige zwevend stof overwegend voldoet aan MTR-niveau, in ieder geval voor PAK.

¹¹ *Korte beschrijvingen van een aantal diffuse bronnen Fact sheets diffuse bronnen*. Ministerie van V&W, RWS RIZA (eindred. Ing. P.H.M. vermij), Lelystad, RIZA-werkdocument 2003.217X

Het totale, landelijke aanbod van zwaar verontreinigde baggerspecie (klasse 3/4)¹² in de periode 2002-2011 is ongeveer 87 miljoen m³.¹³ Ter vergelijking: de hoeveelheid teerhoudend materiaal die momenteel in wegconstructies aanwezig is bedraagt circa 50 miljoen ton.

Voor slechts een klein percentage is PAK/olie in baggerspecie de klasse bepalende verontreiniging. In verreweg het meeste aantal gevallen is een cocktail van verontreinigingen klasse bepalend. Dit is van belang omdat baggerspecie die slechts verontreinigd is met PAK/olie in principe in aanmerking komt voor een eenvoudige reinigingstechniek als landfarming.

Door de verontreinigde waterbodem ontstaan risico's voor de volksgezondheid, het ecosysteem en het grond- en oppervlaktewater. De daadwerkelijke effecten in met PAK verontreinigde waterbodem cq. de belasting van oppervlaktewateren door desorptie uit waterbodems zijn niet altijd in kaart gebracht.

In een aantal wateren in het benedenrivierengebied is wel aangetoond dat verontreinigd baggerspecie tot actuele risico's leidt. Dit is gebeurd met het model SEDISOIL dat is ontwikkeld voor de berekening van de humane blootstelling aan verontreinigde waterbodems

Door verspreiding van verontreinigende stoffen uit de waterbodem naar het grondwater kunnen ook verschillende functies van het grondwater (landbouw, natuur, drinkwater) in gevaar komen. Verspreiding van verontreinigingen is ook mogelijk richting het oppervlaktewater door erosie van de toplaag. Door de verontreinigingen in de waterbodem kan het gehele aquatische milieu ernstig verstoord raken. Risico's voor volksgezondheid ontstaan door blootstelling van de mens aan verontreinigingen via recreatie in de oeverzone en door het eten van verontreinigde vis.

In het algemeen zijn de concentraties van PAK in de effluënten van RWZIs laag tot zeer laag (< 0,1 µg/liter). Afvalwater van energiecentrales kunnen echter een lokale bron van PAK zijn. Een groot aantal PAK werden door uitloging in het poriewater (en dus ook de bodem) gedetecteerd in de nabijheid van afvalstortplaatsen van oude gasfabrieken in Duitsland en de VS.

4.3 Emissie van PAK naar de bodem

Zoals al eerder vermeld vormt het verkeer een belangrijke bron van emissie. PAK werden binnen een gebied van 100 m van de snelweg aangetroffen in een concentratie van 100-200 µg/km per auto per winterdag in stofdeeltjes door slijtage van het asfalt (zie IPCS ref Lygren et al., 1984). Rijkswaterstaat heeft metingen verricht naar de kwaliteit van wegbermen. Uit de resultaten blijkt tevens dat voor een aantal metalen en PAK de streefwaarde voor de bodem wordt overschreden. Adsorptiestudies aan verschillende typen bodem langs snelwegen laten verder zien dat de meeste PAK aan het bodemoppervlak blijven en met name aan het organisch stof zijn gebonden.

In het verleden was een bron van PAK in Nederland het rioolslib. Dit komt doordat rioolslib hergebruikt kon worden in de landbouw sector. Dit is nu niet meer toegestaan. Over de verspreiding van PAK door rioolslib in de bodem is recent een onderzoek uitgevoerd. Een veldexperiment wordt beschreven waarbij men het gedrag van PAK uit slib naar het gras van een graasweide voor koeien heeft beschreven¹⁴. De gemeten halfwaardetijden namen toe van 1,4 dag voor naftaleen tot ongeveer 7 dagen voor benzo[a]anthraceen waarna voor de hogere PAK de halfwaardetijd constant bleef op ongeveer 8 dagen. Hieruit concludeerden de auteurs dat het milieugedrag van de hogere PAK onafhankelijk is van hun fysisch-chemische eigenschappen maar door de bodemkarakteristiek bepaald werd. Onder droge omstandigheden is het beslist niet uitgesloten dat een redelijke hoeveelheid van de hogere PAK (ongeveer 25%) na drie weken nog aanwezig is in het grasland. Deze PAK kunnen dan via grazen in de voedselketen

¹² Klasse 3: > toetsingswaarde (PAK 10 van VROM: 10 mg/kg ds); klasse 4: > interventiewaarde (PAK: 40 mg/kg ds).

¹³ Basisdocument Tienjarensценario Waterbodems Bagger in Beeld. Advies en Kenniscentrum Waterbodems, AKWA rapportnummer 01.014 Utrecht, december 2001.

¹⁴ K.E.C. Smith, M. Green, G.O. Thomas and K.C. Jones, Behaviour of sewage sludge-derived PAHs on pasture.

terechtkomen. Dit verschijnsel is niet van toepassing op gebonden TAG omdat dit materiaal vooral als funderingslaag in wegconstructies zal worden toegepast en veel minder onderhevig is aan de hierboven meegenomen fysische en chemische verwijderingsprocessen.

Er is in Nederland een groot aantal locaties waar verontreinigde bodems voorkomen. Schattingen gaan uit van 750.000 verdachte locaties. Het aantal locaties waar sanering urgent is, is veel kleiner namelijk circa 55.000 – 65.000¹⁵. Het LAP geeft aan dat de komende jaren ongeveer 3.000 kton ernstig verontreinigde grond vrijkomt¹⁶. Een precies overzicht van het aantal locaties, de hoeveelheid verontreinigde grond én in welke mate verontreiniging met PAK daarin een rol spelen is echter niet beschikbaar.

4.4 Overzicht emissies en herkomst van PAK in Nederland

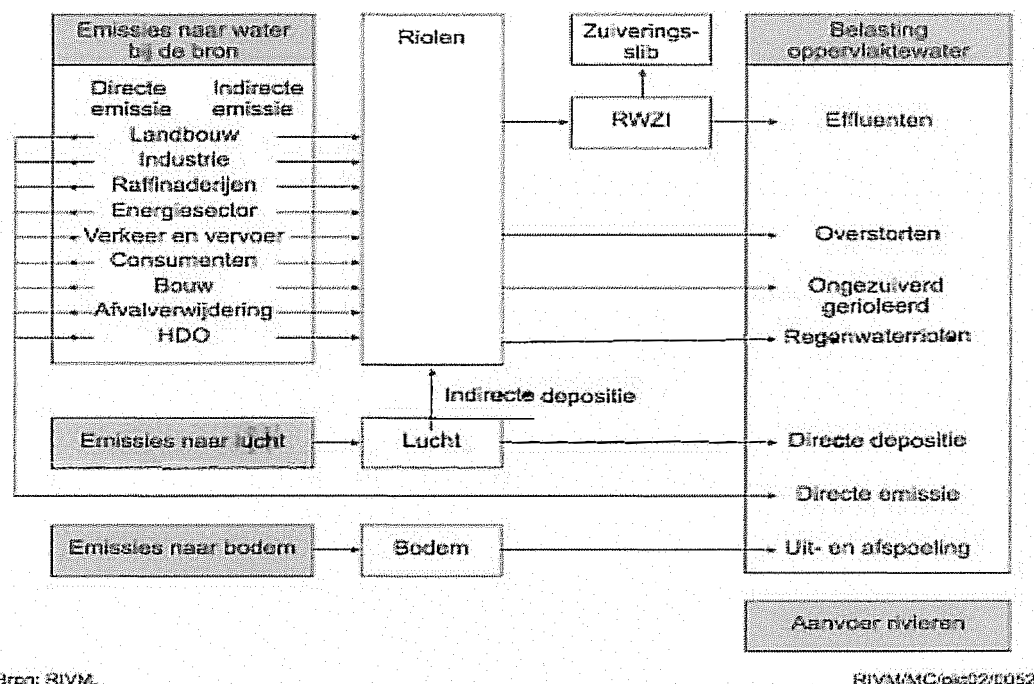
Voor de verzameling van gegevens is een onderscheid gemaakt van emissies naar lucht, water en bodem. Voor emissies naar water is tevens een onderscheiding gemaakt in emissies naar water en belasting van water. Emissies zijn de vrachten die door de verschillende bronnen (doelgroepen) worden geëmitteerd ongeacht of deze later door zuivering nog worden verwijderd voordat het oppervlakte water wordt bereikt. De belasting naar water zijn de vrachten die ook daadwerkelijk het oppervlakte water bereiken. Dit betreft onder meer dat deel van de emissies naar water die na reiniging in een waterzuiveringsinstallatie (RWZI) alsnog geloosd worden op het oppervlaktewater. Daarnaast worden tevens de rechtstreekse lozingen door bedrijven (doelgroepen) en de depositie via de lucht meegenomen in de berekening van de belasting water (zie ook figuur 1). Instroom van vrachten vanuit het buitenland via de rivieren wordt hierin niet meegenomen. Emissies van PAK naar de bodem zijn onder te verdelen naar grond en waterbodems. Deze laatste categorie betreft dan verontreinigd baggerslib.

De herkomst van PAK (bronnen) is onderverdeeld in de doelgroepen, zoals gedefinieerd door VROM. De doelgroepen bestrijken alle potentiële bronnen voor Nederland in een beperkt aantal categorieën. Gebleken is dat de definities van PAK emissies niet altijd consistent zijn tussen gegevensbronnen (verschil in resultaten tussen de bronnen). Ook door de tijd heen kunnen cijfers over emissies variëren doordat schattingen in de loop van de tijd bijgesteld worden en systematiek van bepaling soms wijzigen. Dit is onder meer het geval bij de gegevens van verschillende jaargangen van de 'jaarrapportages emissies en afval' zoals deze worden uitgebracht door Emissie Registratie (Hoofdinspectie Milieuhygiëne, VROM).

¹⁵ *Voortgang bodemsanering*. Algemene Rekenkamer, 2005.

¹⁶ LAP sector plan 22.

Figuur 1: Definitie emissies en belasting oppervlakte water



In de onderstaande tabel zijn de totalen van de vrachten van PAK naar de verschillende compartimenten weergegeven. In de volgende pagina's zijn deze totalen per compartiment uitgesplitst naar de belangrijkste doelgroepen en enkele relevante specifieke bronnen.

Tabel 4: PAK emissies in Nederland naar lucht, water en bodem in ton per jaar

Definitie PAK	Compartiment	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	Bron
10 van VROM	Lucht			789	719	709				ER nr6 nov 2000
10 van VROM	Emissie Water	40,4	37,5				13,1	11,9	11,1	ER datawarehouse
10 van VROM	Belasting Water	222,2	153,6				102,1	91,3	79,0	ER datawarehouse
6 van Borneff	Water			12,7	12,6	11,7				ER nr6 nov 2000
6 van Borneff	Belasting Water	20,1	17,6				7,15	6,6		RIVM Milieucomp. .
6 van Borneff	Bodem			13,7	13,5	13,4				ER nr6 nov 2000

De totale belasting van de verschillende compartimenten leidt uiteindelijk tot een langdurig verblijf van PAK in de (water)bodem waarin zij zeer geleidelijk via natuurlijke processen worden afgebroken. Dit geldt met name voor de hogere PAK (4 ringen of meer). Veel van de PAK eindigen in waterbodems en kunnen in sommige gevallen leiden tot lokale overschrijding van de toetsingswaarde voor de PAK 10 van VROM (10 mg/kg d.s.) of de interventiewaarde (40 mg/kg d.s.). Deze bodems vormen respectievelijk klasse 3 en klasse 4 verontreinigd slib welke gereinigd of afgevoerd moet worden naar speciaal daarvoor aangewezen locaties (zie ook §4.2).

Tabel 5: PAK (10 van VROM) naar LUCHT uitgesplitst naar doelgroepen met grootste bijdragen en enkele belangrijke bronnen in ton per jaar

Doelgroep	1990	1995	1997	1998	1999	Gegevensbron
Landbouw	87,1	78,9	76,8	76,3	75,8	ER nr6 nov 2000

Industrie	1000	359	226	196	196	ER nr6 nov 2000
Verkeer	408	317	294	263	255	ER nr6 nov 2000
w.v. wegverkeer	302	211	189	159	151	
Consumenten	154	128	124	118	118	ER nr6 nov 2000
HDO ¹⁾	108	66,9	62,1	62,1	62,5	ER nr6 nov 2000
Basismetaal				6,7		ER nr6 nov 2000
Metaal/electro				5,5		ER nr6 nov 2000
NL totaal			789	719	709	ER nr6 nov 2000

1) Handel, diensten, overheid (o.m. afvalverwerking).

Tabel 6: BELASTING BODEM van PAK, Nederlands totaal, afzetting via instroom rivieren en doelgroepen met de hoogste bijdragen, in ton per jaar

	Compartiment	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	Gegevensbron
6 van Borneff	NL Totaal			13,7	13,5	13,4 ²⁾			ER nr6 nov 2000
6 van Borneff	Instroom rivieren							7	ER 2001
6 van Borneff	Landbouw ¹⁾					3,8 ²⁾			ER nr6 nov 2000
6 van Borneff	Verkeer ¹⁾					3,75 ²⁾			ER nr6 nov 2000
6 van Borneff	Consumenten ¹⁾					3,64 ²⁾			ER nr6 nov 2000
6 van Borneff	HDO ¹⁾					2,21 ²⁾			ER nr6 nov 2000

1) Doelgroep van VROM

2) Voorlopige cijfers

4.5 Resumé

Luchtverontreiniging en, via depositie, waterverontreiniging met PAK worden in belangrijke mate bepaald door luchtmissies als gevolg van onvolledige verbranding. Industrie en (weg)verkeer zijn de belangrijkste veroorzakers van deze emissies. Andere belangrijke bronnen zijn consumenten (open haarden, allesbranders) en de landbouw. In totaal wordt naar schatting circa 700 ton PAK (10 van VROM) via deze routes geëmitteerd. Enkele tonnen hiervan belanden door atmosferische depositie in oppervlaktewateren. Atmosferische depositie is dan ook de belangrijkste bron van verontreiniging van oppervlaktewateren met PAK.

De precieze emissiegegevens zijn moeilijk te bepalen omdat databronnen soms gedateerd zijn en soms verschillende definities van PAK hanteren. Er zijn evenwel voldoende gegevens om een indruk van de ordegrootte te krijgen.

Naast meetbare emissies is er sprake van ophoping van PAK in (water)bodem en sommige bouwmaterialen. Door de grote hoeveelheid teerhoudend materiaal in wegen en de hoge PAK-gehalten is dit bouw materiaal een van de grootste potentiële bronnen van PAK in Nederland. In deel II van deze studie is echter becijferd dat de daadwerkelijke emissie bij verwerking van koud gestabiliseerd TAG betrekkelijk klein is. Voor emissies naar de lucht bedraagt de geschatte emissie 4,2 ton oftewel 0,6% van de totale emissie. De totale emissie naar bodem en grondwater door uitloging van PAK in 1 jaar wordt geschat op 79,6 kg. Dat is ongeveer 0,6% van de totale Nederlandse emissie naar de bodem. Alleen in verontreinigde (water)bodems komt een vergelijkbare ophoping van PAK voor. In absolute hoeveelheden is verontreinigde grond qua omvang vergelijkbaar maar hier het is onbekend in welke mate PAK een rol spelen in de totale verontreiniging. Qua omvang zijn verontreinigde waterbodems (klasse 3/4) ook vergelijkbaar, maar slechts een beperkte gedeelte hiervan hangt samen met verhoogde PAK-gehalten. Bovendien zijn de normeringsgrondslagen voor waterbodem voor wat betreft PAK-gehalte veel

lager dan de gemiddelde PAK-gehalten in teerhoudend materiaal. Van zowel verontreinigde grond als waterbodems zijn in dit rapport geen daadwerkelijke emissies naar de directe omgeving vastgesteld.

5. Concentraties en Humane blootstelling

Dit hoofdstuk gaat in op de mogelijke gevolgen van PAK voor de humane gezondheid. In chronologische volgorde worden de volgende items behandeld:

- Concentraties PAK in milieucompartimenten;
- Opname van PAK door de mens;
- Kinetiek en metabolisme van PAK bij de mens;
- Humane effecten van PAK.

5.1 Gerapporteerde concentraties van PAK in verscheidene compartimenten

PAK komen in alle milieucompartimenten voor. In de (buiten)lucht zijn verwarming van de woonomgeving en het verkeer de belangrijkste bronnen. De gemeten hoeveelheden variëren verscheidene orders van grootte maar bevindt zich in het gebied tussen $< 0,1$ - 100 ng/m^3 . PAK bevinden zich voornamelijk aan de vaste stofdeeltjes in de lucht waarvan de hoeveelheid sterk kan variëren. Het is algemeen aanvaard dat aan vaste deeltjes geadsorbeerde PAK veel minder reactief zijn dan vrije PAK¹. Tabel 7 geeft de variatie in uitkomsten weer in metingen opgenomen in het PAK-overzichtsdocument van de WHO¹.

Gemeten waarden voor naftaleen zijn schaars. Dit komt doordat deze stof een hogere vluchtigheid heeft. Vrij naftaleen wordt relatief snel omgezet door zonlicht waardoor geëmitteerd naftaleen binnen enkele dagen uit de lucht verdwenen kan zijn. De meeste PAK kunnen in de lucht over grote afstanden vervoerd worden. PAK in dampvorm zullen wel vrij snel door de aanwezige hydroxyl-radicalen in de lucht omgezet kunnen worden.

Tabel 7 Gerapporteerde concentraties in verschillende typen lucht (ng/m^3) voor de 10 PAK van VROM

	Achtergrondwaarden	Industriële omgeving	Urbane gebieden	Weg tunnels
Naftaleen	3,0-98	0,03 – 22.400	15 - 75	8.000
Anthraceen	0,004-0,05	0,08 - 158	0,3 - 36	0,6 – 177
Fenanthreen	0,03-70	0,02 – 1.760	3,6 - 492	3,1 – 300
Fluorantheen	0,030-1,3	0,02 - 812	0,40 - 108	6,4 – 117
Benzo[a]anthraceen	0,005-0,4	0,02 - 158	0,3 - 27	0,6 – 12.000
Chryseen	0,07 – 1,0	0,01 – 14,7	0,04 - 29	15 – 9.500
Benzo[k]fluorantheen	0,02-0,48	0,001 – 8,0	0,29 - 25	8,1 – 9.000
Benzo[a]pyreen	0,002-0,52	0,002 - 37	0,07 - 29	0,1 – 9.600
Benzo[ghi]peryleen	0,002-0,6	0,003 - 45	0,5 - 85	0,4 – 213
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,006-0,7	0,10 - 38	0,1 - 31	0,3 – 9.400

Oppervlaktewateren kunnen verontreinigd zijn met PAK door atmosferische deposities, hemelwater uit de stad en industriële activiteiten. Hoewel er zwaar verontreinigde rivieren zijn liggen de concentraties van de individuele PAK in het algemeen beneden de 50 ng/liter . Tabel 8 laat het concentratiegebied zien van de gerapporteerde concentraties in een aantal typen water.

Tabel 8 Gerapporteerde concentraties in verschillende typen wateren (ng/l) voor de 10 PAK van VROM (bron IPCS²)

	Opp en kustwateren	Rijnwater	drinkwater	regenwater
Naftaleen	0,4 – 2.090	?	1,8 - 16	8,0 - 144
Anthraceen	ND – 932	10 - 270	0,5 – 9,7	0,88 - 19
Fenanthreen	1,5 – 5.656	?	2,2 - 90	24 - 600
Fluorantheen	0,35 – 616	4,0 – 6.420	0,4 - 3400	1,7 – 1.650
Benzo[a]anthraceen	ND – 582	6,1 – 1.970	ND – 5,5	1,2 - 100
Chryseen	ND – 12	21 – 1.080	21 – 1.080	ND - 141
Benzo[k]fluorantheen	ND – 140	ND - 440	0,1 - 40	1,0 - 190
Benzo[a]pyreen	ND – 311	ND - 910	Spoor – 4,0	ND - 390
benzo[ghi]peryleen	ND – 636	ND - 510	ND – 4,0	1,7 - 109
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	ND – 299	ND - 630	Spoor – 2,2	ND - 110

Informatie over gehalten in sediment en bodem is eveneens relevant. Al vervuild sediment staat slechts langzaam zijn PAK af aan zijn omgeving en kan een langdurige belasting van watersystemen vormen. Bodems verontreinigd door diffuse bronnen, zoals door atmosferische depositie of afstromend hemelwater van wegen hebben concentraties van 2-5 mg/kg voor individuele PAK. In de niet-verontreinigde gebieden ligt dit in de buurt van de microgrammen per kg. Tabel 9 geeft de variatie weer van de afzonderlijke gerapporteerde waarden.

Tabel 9 Gerapporteerde concentraties in sediment en bodem typen in µg/kg droge stof (bron IPCS²)

	Rivier	Zee	Estuaria	Haven	Verkeers Gebieden	Bodem (onbekende diffuse bronnen)
Naftaleen	ND – 2.630	ND – 1.074	40 – 2.200	10 – 198.000	3 (1 ref)	58 (1 ref)
Anthraceen	ND – 4.700	ND - 6	ND - 860	ND – 10.900	0,2 - 11	NR - 70
Fenanthreen	ND – 10.000	0,06 – 1.500	0,5 – 8.700	45 – 655.000	17 – 1.735	ND - 106
Fluorantheen	ND – 29.300	ND – 2.300	1,0 – 7.200	5 – 80.000	6,5 – 3.703	ND - 444
Benzo[a]anthraceen	ND – 10.000	0,01 - 900	2 - 150 (1 ref)	50 – 414.000	2,3 – 3.297	ND - 101
Chryseen	ND – 6.700	0,04 - 400	0,2 – 1.210	30 – 21.000	4,1 – 2.703	ND - 128 (2 refs)
Benzo[k]fluorantheen	ND – 4.000	ND – 3.400	0,1 - 696	35 – 22.000	78 (1 ref)	31 - 62 (1 ref)
Benzo[a]pyreen	ND – 8.000	0,004 – 2.200	0,1 – 7.200	30 – 109.000	3,2 – 3.196	ND - 350
benzo[ghi]peryleen	ND – 7.480	ND - 620	1 – 1.300	35 – 12.000	7,1 – 1.450	ND - 339
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	ND- 16.000	8,0 - 510	20 – 9.000	50 – 715.000	36 (1 ref)	1,2 - 545

In de afgelopen 150 jaar is op sommige plekken de hoeveelheid PAK in de bodem aanzienlijk toegenomen. Er zijn echter aanwijzingen dat de afgelopen jaren de concentraties van sommige PAK afnemen. Analoge bevindingen worden voor sediment gevonden. Hoogstwaarschijnlijk is de oorzaak een reductie van emissiebronnen.

In een recente rapportage voor SenterNovem zijn achtergrondwaarden gegeven voor individuele PAK¹⁷. In deze studie zijn op een 100-tal locaties bodemonsters genomen zowel in de bovengrond (tot 10 cm onder maaiveld) en ondergrond (50-100 cm onder maaiveld). De gerapporteerde waarden voor PAK zijn overgenomen in tabel 10.

Tabel 10 Gerapporteerde concentraties grondmonsters in mg/kg droge stof

	Bovengrond			Ondergrond		
	Min.	Max.	95-percentiel	Min.	Max.	95-percentiel
Naftaleen	<0,00	0,88	0,01	<0,00	0,06	<0,00
Anthraceen	<0,00	0,54	0,03	<0,00	0,06	0,06
Fenanthreen	<0,00	1,16	0,20	<0,00	0,09	0,02
Fluorantheen	<0,00	2,20	0,24	<0,00	0,32	0,04
Benzo[a]anthraceen	<0,00	0,84	0,14	<0,00	0,26	0,02
Chryseen	<0,00	0,74	0,10	<0,00	0,08	0,02
Benzo[k]fluorantheen	<0,00	0,31	0,07	<0,00	0,04	0,01
Benzo[a]pyreen	<0,00	0,76	0,12	<0,00	0,08	0,02
benzo[ghi]perylene	<0,00	0,39	0,08	<0,00	0,14	0,05
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	<0,00	0,46	0,11	<0,00	1,01	0,05

5.2 Opnameroutes bij de mens

De opname van PAK door voedsel is een relevante route voor blootstelling. PAK worden wel in groente gedetecteerd maar worden voornamelijk bij het grillen, bakken en braden van voedsel gevormd. Tabel 11 geeft een overzicht van de variatie in gerapporteerde waarden in verscheiden voedselproducten. Recent is uitgebreid onderzocht bij welke voeding en voedingsprocessen benzo[a]pyreen¹⁸ gevormd wordt. Een gemiddeld tot goed doorbakken steak bij grillen/barbecuen geeft verreweg de hoogste hoeveelheid benzo[a]pyreen van ongeveer 4,5 µg/kg product. De belangrijkste bijdrage aan de totale inname hoeveelheid van benzo[a]pyreen in een populatie van 228 mensen werd veroorzaakt door graanproducten en barbecuevlees (50%) terwijl 80% van deze groep tussen de 20 en 80 ng benzo[a]pyreen/dag opnamen.

Tabel 11 Gerapporteerde concentraties in verschillende voedselproducten (µg/kg droge stof)

	vlees en vlees producten	vis en zeevoedsel	groente	fruit en confectie	cereals	plantaardige olie
Naftaleen	-	-	-	-	-	0,2 - 52
Anthraceen	ND - 66,5	ND - 49,6	0,01- 0,3	0,3 - 0,4	1,3 - 150	ND - 460
Fenanthreen	3,0 - 618	2,0 - 330	0,47 - 12	2,9 - 17	1,3 - 14	ND - 1.400
Fluorantheen	0,9 - 376	1,4 - 123	1,1 - 117	0,52 - 3,57	0,6 - 790	0.02 - 460
Benzo[a]anthraceen	ND - 144	ND - 86	0,05 - 15	0,08 - 4,2	0,1 - 42	ND - 7
Chryseen	0,3 - 140	ND - 16	0,5 - 62	0,09 - 284	0,3 - 0,7	ND - 10
Benzo[k]fluorantheen	ND - 172	ND - 6,7	ND - 17	0,02 - 1,36	0,1 - 0,50	ND - 11
Benzo[a]pyreen	ND - 212	ND - 18	ND - 5,6	0,04 - 2,20	ND - 160	ND - 5

¹⁷ Achtergrondwaarden 2000. TNO rapport NITG 04-242-A. TNO / Alterra, 2005.

¹⁸ N. Kazerouni, R. Sinha, C-H Hsu, A. Greenberg, N. Rothman, analysis of 200 food items for Benzo[a]pyreen and estimation of its intake in an epidemiologic study, Food and Chem toxicol, 39, 2001, 423-436.

Benzo[ghi]peryleen	ND - 3,75	ND - 31	ND - 11	0,06 - 2,55	0,13 - 130	ND - 11
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	ND - 171	ND - 37	ND - 8,3	0,10 - 3,2	ND - 3,0	ND - 9

Er is relatief gezien veel onderzoek gedaan om de hoeveelheid PAK in voedsel te bepalen. Doel hierbij is om de hoeveelheid PAK te kwantificeren die een mens gemiddeld via voedsel inneemt. Recent is bijvoorbeeld een onderzoek uitgevoerd om het risico van orale opname te bepalen voor onder andere benzo[a]pyreen en fluorantheen¹⁹. Er is gecorrigeerd voor de verkoop van hetzelfde product op verschillende plaatsen en afstand tot bekende PAK-emissiebronnen naar lucht. Met behulp van bestaande gegevens over concentraties van deze stoffen in voedingsmiddelen en de binnen en buitenlucht, de gemiddelde inname hoeveelheid en het ademhalingsritme heeft men getracht om de verhouding tussen inname en inhalatie van benzo[a]pyreen en fluorantheen te bepalen in een populatie. De auteurs concluderen dat de opname in de populatie van benzo[a]pyreen en fluorantheen in voedsel, met name in fruit, groente en granen, hoogst waarschijnlijk de belangrijkste bron is van de totale opnamen van deze naar de lucht geëmitteerde stoffen vergeleken met alle andere mogelijke blootstellingroutes. Dit komt goed overeen met recente data van de EU Scientific Committee on Food²⁰ (SCF).

Om een betere inschatting te maken van de opname hoeveelheden van PAK heeft de Europese Commissie in 2001 een task-force opgericht om de vele gegevens over de hoeveelheden PAK in voedsel in Europa te verzamelen. Voor benzo[a]pyreen werd in 6 EU landen berekend dat de innamehoeveelheid voor een volwassen mens ligt tussen de 0,05 en 0,29 µg/dag, hetgeen goed overeenkomt met de gerapporteerde waarde voor de VS (SCF). Uit deze databank heeft de SCF een inschatting gemaakt van de gemiddelde dagelijkse opname hoeveelheid bij verschillende opname routes voor een volwassen niet-roker van een groot aantal afzonderlijke PAK. De gemiddelde opname van benzo[a]pyreen neemt volgens SCF sterk toe bij rokers. Geschat wordt dat de extra opname 210 ng bedraagt bij het roken van 20 sigaretten per dag.

Tabel 12 Schatting van de gemiddelde dagelijkse opname van PAK door volwassen niet-rokers (ng/persoon)

	voedsel	drinkwater	lucht
Naftaleen	?	?	?
Anthraceen	<30 - 640	?	20
Fenanthreen	<330 - 4.510	?	400
Fluorantheen	600 - 1.660	2 - 200	100
Benzo[a]anthraceen	<20 - 410	0,2 - 10	20
Chryseen	200 - 1.530	200	20
Benzo[k]fluorantheen	40 - 140	0,02 - 2	20
Benzo[a]pyreen	50 - 290	0,2 - 2	20
Benzo[ghi]peryleen	120 - 360	0,2 - 2	20
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	<20 - 460	0,2 - 2	20

De bijdrage via voedselopname is in het algemeen aanzienlijk groter dan de bijdrage via de lucht of drinkwater. De bijdrage in voedsel zit voornamelijk in dierlijke olie en vetten, graanproducten en vruchten en groenten (PAK adsorptie via de lucht). De vastgestelde ADI (Acceptable Daily Intake) voor benzo[a]pyreen bedraagt 5 ng per kg lichaamsgewicht per dag. De genoemde waarde van 5 ng/kg lg/dag

¹⁹ A. B. Lobscheid, R.L. Maddalena and T.E. McKone, Contribution of locally grown foods in cumulative exposure assessments, J. of Exposure analysis and Environmental epidemiology, 2004, 14, 60-73

²⁰ Scientific Committee on Food, 2002, Opinion of the SCF on the risks of human health of PAH in food, SCF/CS/CNTM/PAH/29 Final

is de geëxtrapoleerde VSD (Virtually Safe Dose) zoals afgeleid door het RIVM in 2001 (Kroese et al. 2001). Dit innameniveau komt overeen met extra kankerrisico van 1 op miljoen wanneer de expositie levenslang is dus waarbij elke dag van het leven een inname van 5 ng/kg lg/dag plaatsvindt. Bij een gemiddeld gewicht van een volwassene van 70 kg is de VSD 350 ng. De huidige schattingen van de dagelijkse opname liggen hier onder, zij het niet in ruime mate. De SCF concludeert dat voor benzo[a]pyreen de gemiddelde dagelijkse inname in Europa van een volwassen persoon geen aanleiding geeft tot een mogelijk verhoogd risico.

Daarnaast kunnen PAK in grotere hoeveelheden opgenomen onder bepaalde omstandigheden. Hiervoor is al genoemd dat grillen/barbecuen met vuur een flinke bron kan zijn. Een tweede bron is de consumptie van organismen die een verlaagd metabolisme bezitten voor PAK zoals eetbare mosselen zoals de *Tapes philippinarum* en de *Venus gallina* en andere ongewervelde dieren. Eetbare mosselen gekocht op verscheidene plaatsen in Europa gekocht werden onderzocht op de aanwezigheid van o.a. PAK om het gezondheidsrisico voor de mens te beoordelen²¹. Aanzienlijke hoeveelheden PAK werden gevonden in mosselen uit verontreinigde gebieden (in Italië). PAK met 2 en 3 ringen domineerden in mosselen op een aantal plekken. Dit komt overeen met een verontreiniging door aardolievervuiling. Andere gebieden bevatten meer de hoog moleculaire PAK hetgeen wijst op verontreiniging door verbrandingsemissies. Fenanthreen was het meest aanwezig (33 – 69% van de totale hoeveelheid PAK) in alle monsters op één na. In deze bleek vooral naftaleen aanwezig te zijn. De potentiële toxiciteit van de aanwezige PAK werd uitgedrukt in toxische equivalenten (TE) ten opzichte van benzo[a]pyreen (zie bijlage 2). Het monster uit Nederland bevat een TE van 0,07 ng benzo[a]pyreen/g nat gewicht. Dit was de op één na laagste waarde uit de set. De TE-waarden varieerden tussen 0,04 en 0,16. Hoewel de PAK als een mogelijk gevaar voor de volksgezondheid zou kunnen gelden, is het uit de referentie onduidelijk wat de auteurs hier precies mee bedoelen. De geschatte gemiddelde opname van PAK voor individuen via voedsel is ongeveer 0,1-8 µg/dag (zie ook tabel 12). Bij een geschat aandeel van benzo[a]pyreen van 0,5% en een gemiddeld lichaamsgewicht van 70 kg, bedraagt de opname van benzo[a]pyreen dan 0,007 – 0,57 ng/kg lichaamsgewicht per dag. Dit is een betrekkelijk lage waarde vergeleken met de opname via voedsel zoals vermeld in tabel 12.

Blootstelling aan PAK bij het werk wordt in dit rapport buiten beschouwing gelaten. In deel II van dit onderzoek wordt wel ingegaan op de specifieke arbeidshygiënische risico's bij het werken met teerhoudend asfaltgranulaat.

5.3 Kinetiek en metabolisme bij mens

5.3.1 Opname en distributie bij mens en zoogdier.

Vanwege hun lipofiliciteit kunnen PAK opgenomen worden via de longen, de huid en het maag-darmkanaal. Men veronderstelt dat adsorptie van PAK via het maag-darm kanaal sneller verloopt dan via de longen en de huid. Daardoor kan een relatief groter deel de organen bereiken via orale blootstelling. Verder kunnen PAK de placenta barrière passeren.

Dierproeven laten zien dat Benzo[a]pyreen snel in het lichaam opgenomen wordt bij opname. De biobeschikbaarheid van PAK uit voedsel varieert tussen de 20 en 50% maar neemt toe als het vetgehalte van het voedsel verhoogd is. Dit geldt ook voor de andere PAK, maar gegevens over de hoeveelheid beschikbare PAK ontbreken meestal (bron: o.m. SCF). De opnamesnelheid door de huid hangt niet alleen van de stof zelf af maar ook van hulpstoffen die deze snelheid kunnen beïnvloeden.

²¹ A. Binelli, A. Provini POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risks, Marine Pollution Bulletin, 46, 2003, 879-886.

De adsorptiesnelheid via de longen hangt af van het type PAK en van de grootte en de samenstelling van het deeltje waaraan de PAK is gehecht. Eenmaal opgenomen wordt het snel in het lichaam verspreid en via de bloedbaan naar vrijwel alle organen getransporteerd en met name die organen met een hoog vetgehalte. PAK worden echter snel in het lichaam omgezet. De gevormde metaboliet is meestal een gehydroxyleerde PAK, PAK-OH, en wordt gekoppeld aan specifieke zuurgroepen of met glutathione. Zij zijn dan omgezet in een beter wateroplosbaar product en kan daardoor relatief snel uit het lichaam verwijderd kan worden. Het probleem is dat sommige metabolieten zich snel en goed aan DNA kunnen koppelen. Hieruit kan kanker ontstaan maar de relatie tussen de vorming van DNA-adducten en het ontstaan van tumoren is niet eenduidig.

PAK die via de longen binnen komen zijn vrijwel uitsluitend gehecht aan vaste deeltjes. Deze vaste deeltjes worden ten dele door de longen gezuiverd door desorptie en opname in het bloed en door zuiveringsmechanismen van de long zelf. Het zuiveringsmechanisme van de deeltjes is langzamer dan van de vrije stof. Het is echter niet helemaal duidelijk of de PAK die aan deze deeltjes geadsorbeerd zijn ook beschikbaar komen. Wel kunnen PAK deelnemen aan de vorming van reactieve zuurstof deeltjes²².

PAK kunnen ook opgenomen worden via de huid. De vraag of dermale blootstelling een belangrijk additioneel risico voor kanker is, kan bevestigend beantwoord worden. Zowel dierproeven als proeven bij de mens laten duidelijk zien dat PAK via de huid het lichaam binnen kunnen komen en verder in het lichaam verspreid worden. Een vergelijk tussen opname via de huid of oraal werd recent gerapporteerd in de literatuur voor fenanthreen²³ (zie kader).

Enkele jaren geleden is een vergelijkende studie uitgevoerd tussen orale en dermale biobeschikbaarheid van aan grond geadsorbeerd fenantreen bij ratten. Data suggereren dat de orale blootstellingroute een groter gezondheidsrisico voor fenantreen met zich meebrengt dan de dermale route. De aanwezigheid van bodemdeeltjes leidde tot een vertraging van de eliminatie van fenantreen uit het plasma. Er bestond echter geen tijdsverschil in het bereiken van het maximale gehalte aan fenantreen in het plasma. Wel liep de plasmaconcentratie kromme lager bij aan bodem en klei geadsorbeerd fenantreen.

De opnamesnelheid hangt echter af van een groot aantal factoren zoals bijvoorbeeld de viscositeit van de hulpstof, de applicatieplek en het molecuulgewicht.

5.3.2 Metabolisme bij de mens

PAK zijn lichaamsvreemde stoffen. Zij worden door het lichaam onschadelijk gemaakt door omzetting maar wateroplosbare derivaten waardoor zij sneller uit het lichaam verwijderd kunnen worden via de urine en de ontlasting. Omzetting van PAK vangt aan op het moment dat de stof geadsorbeerd wordt door de epithelia van de longen, de huid en het maagdarm kanaal. De gevormde metabolieten worden uitgescheiden via de urine en de ontlasting. Het gehele metabolisme van PAK is complex en wordt hier niet nader toegelicht. Een beknopte nadere uitwerking is gegeven in bijlage 1.

²² A. Baulig, M. Garlatti, V. Bonvallot, A. Marchand, R. Barouki, F. Marano and A. Baeza-Squiban, Involvement of reactive oxygen species in the metabolic pathways triggered by diesel exhaust particles in human airway epithelial cells, *Am. J. Physiol Lung Cell Mol Physiol* 285, 2003, L671-L679

²³ A.M. Kadry, G.A. Skowronski, R.M. Turkall, M.S. Abdel-Rahman, Comparison between oral and dermal bioavailability of soil-adsorbed phenanthrene in female rats, *Toxicology Letters*, 78, 1995, 153-163.

5.4 Humane effecten van PAK

Verreweg het meeste onderzoek betreffende humane effecten is gerelateerd aan de mate van carcinogeniteit en/of genotoxiciteit/mutageniteit van PAK. Dit onderzoek richt zich ook op het bepalen van carcinogene effecten van PAK-mengsels zoals teer. Daarnaast hebben veel onderzoekers onderzoek uitgevoerd naar het carcinogene en mutagene vermogen van enkelvoudige PAK. De SCF heeft een overzicht gemaakt van de stand van zaken omtrent de carcinogeniteit en genotoxiciteit van een groot aantal individuele PAK. Dit overzicht is weergegeven in tabel 13. Dit overzicht komt uit de IPCS met aanvullingen hierop van de EU SCF. Zie voor meer informatie hierover ook bijlage 2.

Tabel 13 Carcinogeniteit and genotoxiciteit overzicht van enkelvoudige PAK

	genotoxiciteit (CSTEE opinie)	carcinogeniteit (IPCS 1998)	IARC 1987	EU classificatie
Naftaleen	waarschijnlijk niet	onzeker		
Anthraceen	niet genotoxisch	negatief		
Fenantheen	niet éénvoudig	onzeker	3	
Fluorantheen	niet éénvoudig	positief ?		
Benzo[a]anthraceen	genotoxisch	positief	2A	cat. 2
Chryseen	genotoxisch	positief	3	cat. 2
Benzo[k]fluorantheen	genotoxisch	positief	2B	cat. 2
Benzo[a]pyreen	genotoxisch	positief	2A	cat. 2
Benzo[ghi]peryleen	genotoxisch	negatief ?	3	
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	genotoxisch	positief	2B	

Categorie 1 bij zowel de IARC als EU wordt gegeven aan stoffen die bewezen carcinogeen zijn bij de mens. Een lagere indeling is gebaseerd op aanwijzingen uit dierproeven.

Recent is een studie verschenen waarin naftaleen een nasaal carcinogeen was voor ratten. In hoeverre dit gerelateerd kan worden aan de mens is onduidelijk, ook gezien de verschillen in structuur en metabolisme tussen de rat en de mens. Om deze reden neemt de EU-RAR van steenkoolteer de uitkomsten niet mee in de risicobeoordeling door EUSES (zie de bijlage in deelonderzoek II).

Door de dominantie van de carcinogene eigenschappen in het toxicologische profiel van PAK is er veel minder onderzoek bekend over andere, niet carcinogene effecten. Omdat genotoxisch-carcinogene werking kritisch is voor PAK zijn Minimal Risk Levels (MRLs), die specifiek gelden voor niet-carcinogene effecten, niet zo relevant. De risicobeoordeling van een mengsel van PAK, waar het ook in deze studie omgaat, wordt bepaald door de bijdrage van de PAK met de genotoxisch-carcinogene werking. De schaarse resultaten laten op dit moment zien dat PAK een matige tot lage acute toxiciteit hebben. De letale waarden waarbij de helft van de populatie sterft (LD50 waarden), zijn in het algemeen groter dan 100 mg/kg lichaamsgewicht bij intraveneuze injectie en > 500 mg/kg lichaamsgewicht na orale toediening. De meeste kortdurende studies van 28 dagen richten zich op effecten op de haematopoiese (vorming van bloedcellen). NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) waarden voor deze toxische eindpunten liggen in de buurt van 75-1000 mg/kg lichaamsgewicht voor enkele niet carcinogene PAK zoals anthraceen en fluorantheen. Recent is een orale No-Observed-Adverse-Effect-Level (NOAEL) in een 90-dagen studie afgeleid voor fluorantheen in ratten van 150 mg/kg lichaamsgewicht gebaseerd op hematologische en niereffecten²⁴. De effecten bleken vooral op te treden bij de mannetjesratten. Recent is ook studie over een onderzoek naar effecten van inhalatie van benzo[a]pyreen op spermamobiliteit en epididymale functies bij ratten gerapporteerd. Data geven aan dat

²⁴ M.E. Knuckles, F. Inyang and A. Ramesh, Acute and subchronic oral toxicity of fluoranthene in F-344 rats, Ecotox Environ Safety, 59, 2004, 102-108.

subacute blootstelling aan geïnhaald benzo[a]pyreen bijdraagt aan een verlaagde spiegel van onder andere het testosteron hormoon²⁵.

Enkele studies hebben zich gericht op huideffecten en oogirritatie. PAK veroorzaken negatieve effecten die gecorreleerd zijn met hun carcinogeen vermogen. Anthraceen en naftaleen veroorzaken milde oogirritaties, benzo[a]pyreen huidallergie en anthraceen en benzo[a]pyreen geven beide een fototoxisch effect²⁶.

PAK kunnen de placenta passeren en zo negatieve effecten op het embryo en de foetus veroorzaken. Voor sommige PAK zijn deze reprotoxische effecten in dierproeven aangetoond (benzo[a]anthraceen, benzo[a]pyreen en naftaleen terwijl benzo[a]pyreen de vrouwelijke vruchtbaarheid vermindert^{2,3}).

De Amerikaanse overheidsinstantie ATSDR heeft in 1995 Minimal Risk Levels (MRLs) afgeleid. Een MRL afgeleid door de ATSDR is gedefinieerd als een schatting van de dagelijkse blootstelling aan een stof zonder dat deze een negatief (niet-carcinogeen) effect heeft gedurende een vastgestelde blootsteldingsduur. Gezien de beschikbare literatuur gegevens heeft de ATSDR geen inhalatie MRLs vastgesteld voor PAK omdat er geen/onvoldoende experimentele doses-respons data gevonden zijn. De volgende orale MRLs konden wel afgeleid worden:

- Voor naftaleen met een acute orale blootstelling (0 – 15 dagen) een MRL van 0,05 mg/kg/dag en voor een intermediaire orale blootstelling van 0,02 mg/kg/dag;
- Voor anthraceen met een intermediaire orale blootstelling (15 – 364 dagen) een MRL van 10 mg/kg/dag (10^{-5} kg/kg/dag);
- Voor fluorantheen met een intermediaire orale blootstelling (15-364 dagen) een MRL van 0.4 mg/kg/dag ($4 \cdot 10^{-7}$ kg/kg/dag).

Opmerkelijk is dat de basiswaarde voor de afleiding van de MRL van fluorantheen zonder opgaaf van reden niet vermeld wordt in de reviews van de IPCS en de SCF. In de huidige risicobeoordeling voor fluorantheen is deze waarde gebruikt (LOAEL = 125 mg/kg/dag voor mannelijke ratten met als toxicologisch eindpunt een toename van het relatieve levergewicht).

Door de EPA zijn referentie doses²⁷ (toxicologische grenswaarden voor chronische expositie van de algemene bevolking te vergelijken met ADIs) ontwikkeld voor anthraceen (0,3 mg/kg/dag) en fluorantheen (0,04 mg/kg/dag). Voor fenanthreen zijn in de bestudeerde reviews geen effect waarden aangetroffen. Echter het wetenschappelijk comité van de EU over voedsel verwacht niet dat de toxiciteit van fenanthreen erg zal afwijken van anthraceen, pyreen of fluorantheen²⁸.

De WHO heeft een richtlijn bepaald voor benzo[a]pyreen in drinkwater. De basis voor deze richtlijn is het kankerrisico. Indien men uitgaat van een verhoogd kankerrisico van 10^{-4} , 10^{-5} en 10^{-6} mag de concentratie benzo[a]pyreen in drinkwater niet hoger zijn dan respectievelijk 7,0 0,7 en 0.07 µg/l.

Zoals al eerder is vermeld is voor een mengsel van PAK de genotoxisch-carcinogene werking het belangrijkste effect. Aangezien hierbij geen drempelwaarde aanwezig is, is het in principe een beleidskeuze bij welk innameniveau dit verhoogde risico verwaarloosbaar geacht wordt. Traditioneel is in Nederland en diverse andere landen een extra risico 1 op miljoen per leven als verwaarloosbaar beschouwd (VSD). In het Nederlandse milieubeleid is een extra risico van 1 op miljoen *per jaar* als het maximale toelaatbare gedefinieerd (MTR).

²⁵ F. Inyang, A. Ramesh, P. Kopsombut, M.S. Niaz, D.b. Hood, A.M. Nyanda and A. E. Archibong, Reproductive Toxicology, 17, 2003, 527-537.

²⁶ Een toxisch effect onder invloed van licht.

²⁷ D.G. Barnes, Reference Dose: Description and Use in Health Risk Assessments, Reg. Tox. Pharm. 8, 471-486, 1988.

²⁸ SCF (2002) Opinion of the scientific committee on food on the risks to human health of PAH in food, SCF/CS/CNTM/PAH/29 Final

Kwalitatieve classificaties voor carcinogeniteit zijn uitgevoerd door de IARC, de EPA en binnen de EU. Een weergave hiervan is te vinden in bijlage 2.

5.5 Resumé

Er is veel informatie beschikbaar over PAK-gehalten in het milieu, blootstelling van mensen aan PAK en kinetiek en effecten bij mensen. Vooral benzo[a]pyreen is als gidsparameter voor alle carcinogene PAK goed onderzocht. Omtrent de vraag in hoeverre de effecten van de andere PAK gecorreleerd kunnen worden met die van benzo[a]pyreen bestaat nog wetenschappelijke onzekerheid. Daardoor bestaat er nog geen overeenstemming over een uniform systeem van toxische equivalent factoren (TEFs) voor PAK.

Voedselopname is de belangrijkste bron van blootstelling van individuen aan PAK. Specifieke voedselbronnen kunnen aanzienlijke hoeveelheden PAK bevatten. Vooral een op vuur doorbakken stuk gegrild vlees is rijk aan PAK. Dit geldt ook voor vetrijke ongewerkte dieren, zoals schaaldieren en zeelakken. Een andere belangrijke voedselbron zijn graanproducten, maar deze worden in Nederland in mindere mate geconsumeerd dan in bijvoorbeeld de VS. In gebieden rondom emissiebronnen (druk wegverkeer, industriële puntbronnen) kan de opname via gewassen (groenten, fruit) een relevante bron zijn. De bijdrage via voedselopname is in het algemeen aanzienlijk groter dan de bijdrage via de lucht of drinkwater. Door de meeste onderzoekers wordt geconstateerd dat bestaande gezondheidsnormen niet overschreden worden. Een overschrijding is alleen waarschijnlijk als de bovengescreven risicoproducten overmatig geconsumeerd worden.

Het afleiden van veilige waarden (grenswaarden zoals ADI of TDI) voor verschillende opnameroutes van de meeste PAK is niet mogelijk. Dit komt doordat de meeste PAK zowel genotoxisch als carcinogeen geïdentificeerd zijn. Hierdoor kan elke opnamehoeveelheid leiden tot een effect. Voor de meeste PAK kan de innameconcentratie dan ook alleen gerelateerd worden aan een verhoogd risico voor een carcinogeen effect. Het is in principe een beleidskeuze bij welk innameniveau dit verhoogde risico verwaarloosbaar geacht wordt. Traditioneel is in Nederland en diverse andere landen een extra risico 1 op miljoen per leven als verwaarloosbaar beschouwd (VSD). In het Nederlandse milieubeleid is een extra risico van 1 op miljoen *per jaar* als het maximale toelaatbare gedefinieerd (MTR). Voor de niet-carcinogene PAKs naftaleen, anthraceen en fluorantheen zijn door ATSDR en EPA wel grenswaarden afgeleid. In hoofdstuk 7 zijn een aantal van deze waarden voor opnamelimieten en risiconiveaus opgenomen. Deze bronwaarden worden mede gebruikt voor de afleiding van risico's van PAK uit TAG en TAGRAC.

6. Gedrag en effect van PAK in het milieu

Dit hoofdstuk gaat in op de mogelijke gevolgen van PAK voor organismen. Informatie over concentraties in milieucompartimenten worden hier niet gegeven maar zijn reeds vermeld in §5.1. In chronologische volgorde worden hier de volgende items behandeld:

- Inleiding over risicobeoordeling;
- Ecotoxiciteit voor water- en bodemorganismen;
- Gedrag van PAK in het milieu.

Omdat het gedrag van PAK in het milieu van complexe aard is, is voor dit laatste item een opsplitsing gemaakt naar verschillende issues waarvoor recente en relevante ontwikkelingen worden geschetst.

- Transport en verdeling;
- Degradatie van PAK;
- Competitieprocessen van PAK;
- Biobeschikbaarheid van PAK.

6.1 Inleiding

Risicobeoordeling in het algemeen en van PAK in het bijzonder houdt een aantal stappen in. Een van die stappen is het in beeld brengen van het gedrag van de stof in het milieu. De risico-karakterisatie van een stof in het milieu komt overeen met het bepalen van de PEC/PNEC-verhouding. PEC is de (voorspelde) concentratie van de specifieke stof waar het organisme aan wordt blootgesteld. De PNEC is het (voorspelde) No-Effect Level waarbij geen effect van de stof op het organisme meer te verwachten is. Om de PNEC te bepalen zijn dosis-effect relaties nodig van organismen in het desbetreffende compartiment. Deze worden onder standaard omstandigheden bepaald. Hierbij is het van belang dat het meest gevoelige effect meegenomen wordt.

Geciteerde testen in de referenties voor het bepalen van ecotoxische effecten van een stof in water gaan grotendeels uit van een lethaal (dodelijk) effect. De uitkomsten hiervan zijn namelijk van belang voor de milieuclassificatie van een stof. Dit type testen zijn kortdurend en de resultaten worden uitgedrukt in concentraties van de stof in het respectievelijk compartiment, bijvoorbeeld die concentratie waarbij 50% van de organismen is overleden (lethale concentratie). Langdurige effecten hebben meestal tot doel om uitgaande van waargenomen niet-lethale effecten een concentratie van de stof te bepalen waarbij geen (NOEC) of een licht effect (bijvoorbeeld maximaal 10% van de organismen, EC10) te bepalen. Voor een risicobeoordeling van de stof in EUSES kunnen beide typen eindpunten ingevoerd worden. De gebruikte onzekerheidsfactoren voor het bepalen van de PNEC zijn beduidend hoger indien men alleen uitgaat van acute dan van chronische ecotoxiciteitstesten.

De uitkomsten van de ecotoxiciteitstesten worden omgezet naar concentraties waarbij geen risico voor het ecosysteem in het beoogde compartiment meer te verwachten is, de Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus. Het voordeel hiervan is dat men dan aan één concentratie meting van de stof in het respectievelijke compartiment kan nagaan of de stof een risico voor het ecosysteem kan zijn. De omzetting naar reële MTR-waarden voor een specifiek compartiment, bijvoorbeeld water, is pas mogelijk als er voldoende toxiciteitswaarden van de stof op verschillende representatieve organismen in het compartiment bekend zijn. Het gebrek aan gegevens en de onnauwkeurigheid van vele bestaande gegevens heeft er toe geleid dat er veiligheidsfactoren ingebouwd worden om de weinige bestaande gegevens te herleiden naar een MTR-waarde. Het feit dat veel testresultaten niet betrouwbaar zijn, komt naar voren in het afleiden van MTR-

waarden voor de bodem van PAK. Van de 325 referenties voldeden slechts 14 aan een officieuze set van minimum eisen die de EPA had opgesteld²⁹.

MTR-waarden voor de 10 PAK van VROM zijn in 1995 opgesteld door het RIVM⁵. De effecten die het bepalen van deze MTRs beïnvloeden worden hieronder kort behandeld en aangevuld met recente literatuur en nieuwe ontwikkelingen respectievelijk inzichten. De meest recente milieukwaliteitsnormen zijn opgenomen in bijlage 5.

6.2 Ecotoxiciteit van de 10 PAK van VROM op water-, sediment en bodemorganismen

6.2.1 Inleiding

Verhaar et al verdeelde verontreinigingen van stoffen in het milieu in 4 groepen gebaseerd op de effecten die de stof mogelijkerwijze in het organisme kan veroorzaken: 1) inerte stoffen, 2) minder inerte stoffen 3) reactieve stoffen en 4) stoffen met specifieke effecten. Inerte stoffen vertonen geen interactie met specifieke receptoren in het organisme. Het toxische effect dat zij uitoefenen is algemeen; de verontreiniging hoopt zich op in de celwand tot het moment dat deze uiteenvalt. Dit type toxiciteit is een basistoxiciteit en wordt voornamelijk bepaald door de hydrofobiciteit van de stof. De gemeten toxiciteitwaarden vertonen een hoge correlatie met de log Kow, de hiervoor meest gebruikte stofparameter.

De stoffen in categorie 2 en 3 reageren willekeurig met andere orgaanstructuren. Verschil is dat stoffen in categorie twee een zwakkere binding geven dan stoffen in categorie drie. Voorbeelden van stoffen uit categorie twee zijn fenolachtigen, primaire alkylamines. Voorbeelden van stoffen uit categorie 3 zijn epoxyachtige verbindingen, cyaniden, aldehyden, isocyanaten etc. Stoffen in categorie 4 vertonen een zeer specifieke interactie met bepaalde receptoren. Dit kunnen hormonen zijn, enzymen en eiwitten of met bijvoorbeeld DNA-adducten die tot tumoren kunnen leiden. Voorbeelden van deze stoffen zijn DDT en organotin verbindingen.

Op grond van zijn hoge hydrofobiciteit is het te verwachten dat PAK in categorie 1 vallen. Zoals in het eerste deel over gezondheidsrisico's al beschreven is, worden in het detoxificatiemechanisme van hogere organismen metabolieten gevormd die zeer specifieke kunnen reageren met DNA-adducten. Daarnaast vertonen een aantal PAK fototoxische effecten. Het voorbeeld van benzo[a]pyreen is het best bekend. Door het verschijnsel van fototoxiciteit komt deze PAK in categorie 4 terecht van het schema van Verhaar en is de stof dus aanzienlijk meer toxisch dan in eerste instantie verwacht werd.

6.2.2 Ecotoxiciteit voor water- en bodemorganismen

Data op het gebied van toxiciteit van PAK bestaan tot 1998 voornamelijk voor naftaleen, fenantreen en fluorantheen maar zijn schaars voor andere stoffen¹. Zowel het metabolisme als foto-oxidatie kunnen de toxiciteit voor PAK in het milieu veranderen. Aan de verandering van de toxiciteit door licht is de laatste jaren meer aandacht gegeven. Tot 1998 is de hoogste NOEC gemeten voor naftaleen 3.100 µg/l in *Anabaena flos aqua*. Fenantreen en fluorantheen zaten hier ongeveer een orde van grootte onder. Benzo[a]anthraceen bezat de laagste waarden ten opzichte van algen NOEC < 10 µg/l.

Voor ongewervelde dieren zijn tot 1998 voornamelijk LC₅₀ waarden gerapporteerd. Naftaleen is de minst toxische met een gemiddelde LC₅₀ van 700-23.000 µg/liter. Voor drie ringen varieert de LC₅₀ tussen < 1 en 3.000 µg/liter. Gemelde NOEC waarden zijn in het algemeen iets lager. De laagste gerapporteerde NOEC waarde in de IPCS review voor benzo[a]pyreen is (0,14 µg/liter)².

²⁹ L.A. Kapustka, Establishing Eco-SSLs for PAHs: Lessons revealed from a review of literature on exposure and effects of terrestrial receptor, Human and Ecol Risk Ass, 10, 2004, 185-205

Naftaleen is eveneens het minst toxisch voor gewervelde dieren zoals vis en amfibieën. 96h LC₅₀ waarden variëren tussen de 110 tot > 10.000 µg/liter. Voor fenantreen en fluorantheen variëren de LC₅₀ waarden tussen de 30-4.000 µg/liter. De meeste LC₅₀ waarden voor anthraceen liggen tussen de 2,8 and 360 µg/liter. De laagste gerapporteerde NOEC waarde van benzo[a]pyreen in vis bedroeg 2,4 µg/liter. De gevonden waarden komen in het algemeen redelijk tot goed overeen met de waarden die RIVM in 1995 als vertrekpunt hanteerde voor het afleiden van milieukwaliteitsnormen (zie tabel 1b). Bijlagen 3 en 4 geven een overzicht van enkele toxiciteitstesten van na 1995 voor aquatische respectievelijk terrestrische organismen.

Chemische (foto)oxidatie treedt op daar waar de stof blootgesteld kan worden aan zonlicht. Organismen, die geen “weerstand” tegen deze effecten hebben kunnen opbouwen, zijn met name gevoelig voor deze effecten. Zij hebben immers geen mechanismen ontwikkeld die deze effecten kunnen te niet doen. Er is de afgelopen periode vooral aandacht geweest voor de invloed van licht op waterorganismen. Het fototoxische effect leidt voor die PAK (anthraceen, fluorantheen, chryseen, benzo[a]pyreen en mogelijk benzo[a]anthraceen) die hiervoor gevoelig zijn, tot een aanzienlijk lagere voorspelde no-effect concentratie in water dan bij de afwezigheid van licht. Het effect van licht speelt zich echter nauwelijks af indien men PNEC-waarden voor bodemorganismen wil bepalen. In veel gevallen zijn metingen van effecten van PAK aan bodemorganismen niet bekend. Om dan toch een PNEC-waarde voor de bodem af te leiden gebruikt men het evenwichtspartitietheorema. Bij een zeer lage PNEC-waarde voor waterorganismen berekent men dan ook een lage PNEC-waarde voor de bodem. Men herleidt in deze gevallen dan eigenlijk een veel te lage waarde voor het bodemcompartiment dan hoogstwaarschijnlijk in werkelijkheid het geval is. De EU-RAR voor steenkoolteer laat zien dat op dit moment er voldoende metingen beschreven zijn dat er een PNEC voor het terrestrische compartiment afgeleid kan worden van die PAK die een fototoxisch effect in water hebben. De resultaten van deze EU-RAR zullen gebruikt worden in de milieurisicobeoordeling van de 10 PAK van VROM door EUSES. Een uitgebreidere toelichting op het fototoxische effect is gegeven in bijlage 6.

De laatste jaren is eveneens de aandacht voor de effecten van endocriene disruptoren in water toegenomen. De fysiologische effecten van dit type stoffen is goed beschreven voor gewervelde dieren waarbij androgene en oestrogene receptoren een rol spelen. Ook benzo[a]pyreen speelt hierbij een rol. Het acteert als een antiandrogene verbinding waardoor mannelijke ontwikkelingsvormen onderdrukt worden³⁰. Het effect van deze stoffen is eveneens uitgebreid gemeten in zoetwatervissen. Endocriene verstoringen worden ook waargenomen in zee en estuariene organismen. Gebaseerd op de levenscyclus parameters van de copepod *Eurytemora affinis* (de sex-ratio en de ontwikkeling van de nakomelingen – Nauplius ontwikkeling) werd een NOEC waarde voor benzo[a]pyreen bepaald van $12 \pm 3 \mu\text{g/l}$ ³¹ echter wel in een 12h/12h licht-donker regime. Deze waarde ligt duidelijk hoger dan waarden die op de vorige pagina zijn genoemd. In hoeverre hier het moedermolecuul of een metaboliet de hoofdrol speelt is niet duidelijk uit de referentie. Er is bijvoorbeeld gerapporteerd dat een metaboliet van benzo[a]anthraceen oestrogene eigenschappen heeft³². Hoewel de aandacht voor dit type stoffen groot is, is door het ontbreken van standaardtesten het nog niet mogelijk dit effect goed te kwantificeren en mee te nemen in een risicobeoordeling van dit type stof.

³⁰ P. Thomas, J. Exp. Zool, 4, 1990, 126-128.

³¹ J. Forget-Leray, I. Landriau, C. Minier, F. Boulanger, Impact of endocrine toxicants on survival, developments, and reproduction of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* (Poppe), Ecotox Environ Safety, 60, 2003, 288-294.

³² Schneider, S.L., et al., 1976. Estrogenic properties of 3,9-dihydroxybenz[a]anthracene, a potential metabolite of benz[a]anthracene. J. Natl. Cancer. Inst., 57, 1351-1354

Andere toxiciteitswaarden voor aquatische organismen zijn afgeleid van de zogenaamde EROD-activiteit³³. De EROD-activiteit is ook gebruikt om Toxische Equivalente Factoren af te leiden voor dioxinen en de inductie van PAK kan dus vergeleken en uitgedrukt worden in veel gebruikte TEFs ten opzichte van TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxine). Zie bijlage 2 voor een overzicht van EROD-activiteiten.

6.3 Transport en verdeling

6.3.1 Inleiding

Transport en verdeling van PAK in het milieu hangt af van een aantal fysisch-chemische parameters zoals vermeld in tabel 1 en 3. De belangrijkste zijn de evenwichtsparameters tussen de gekozen compartimenten zoals de Henry Law Constante, H (Pa mol/m³) tussen lucht en water, de water-sediment partitie constante, K_p (L/kg dw) tussen water en sediment (droog gewicht), de wateroplosbaarheid etc.

Risicobeoordelingmodellen zoals EUSES zijn gebaseerd op evenwichtsconstanten.

Afwijking van het evenwicht betekent dat het evenwicht zich nog niet heeft ingesteld. Op deze momenten dient men de kinetiek van de optredende processen op te nemen in het model. Er is de laatste tijd meer aandacht om juist kinetische aspecten een grotere rol te laten spelen in lotgevallenmodellen. Dit heeft inmiddels geleid tot aanpassingen van de eerste simpele pure evenwichtsmodellen. De nieuwere modellen zoals EUSES 2.0 en GeoPearl zijn meer gebaseerd op transportmodellen.

PAK hydrolyseren niet. Er zijn eigenlijk maar twee kinetische processen in het ecosysteem van belang voor een chemische omzetting van PAK, fotochemie en biodegradatie. Bij de kinetische processen gaat men altijd uit van een pseudo eerste orde reactie. Hierbij neemt men aan dat de concentratie van het aanvallende deeltje constant blijft tijdens het proces. Onder deze aanname kan men dan een halfwaardetijd voor de PAK definiëren, waarbij de helft van de uitgangsstof uit het systeem verdwenen is. Het is vaak deze halfwaarde tijd die men in de modellen gebruikt. In het milieu treden een groot processen tegelijkertijd op. De snelheid van het proces wordt dan bepaald door de langzaamste stap in deze reeks. Als dit één proces is, dan is het proces relatief gezien eenvoudig te bestuderen. Dit wordt anders als er of meer processen een rol spelen. Vooral als de experimentele tijdsduur groot is dient men bedacht te zijn op het plaatsvinden van andere processen.

PAK zijn hydrofobe stoffen. In het milieu betekent dit de desbetreffende PAK accumuleert in het vet van organismen, het opgelost organisch koolstof in water en organisch materiaal in sediment (deeltjes) en bodem. Hun respectievelijke verdelingsconstanten van de stof over water en vet, de bioconcentratie factor, BCF, en over sediment en water, de K_{oc} zijn hoog.

6.3.2 Transport en degradatie in de lucht

PAK worden hoofdzakelijk naar de atmosfeer geëmitteerd. PAK worden als damp of op vaste deeltjes, zoals vliegas en roet (uit dieselauto's bijvoorbeeld) in de lucht over grote afstanden meegevoerd. De PAK met twee tot vier benzeenringen zijn daarbij wat meer vluchtig en kunnen dus omgezet worden door licht en reactieve radicaal deeltjes. Aangezien deze radicalen een zeer lage concentratie hebben is de totale reactiesnelheid niet erg groot. De fotochemische omzettingen van PAK in lucht en in mindere mate in water is uitgebreid bestudeerd en is hierboven al ettelijke keren beschreven.

³³ De inductie van het enzym 7-ethoxyresorufin-o-deethylase (EROD), waarbij resofurin gevormd wordt, in de ecotoxicologie op een aantal manieren gebruikt kan worden. Bij de mens en in vissen is EROD in elk geval een katalytische maat voor het belangrijke cytochroom P4501A. De Aryl-waterstof receptor (ArH) is betrokken bij de inductie van cytochroom P4501A in vissen.

PAK die aan vaste deeltjes zitten zijn echter nauwelijks reactief. Dit betekent dat de desorptiesnelheid van de PAK van het vaste deeltje naar de lucht de snelheidsbepalende factor is geworden en zijn fotochemische omzettingssnelheid er dus niet meer toe doet. Aangezien deze desorptiesnelheid van PAK op de aanwezige stofdeeltjes in de lucht zo laag is, is het dan ook niet zo verbazingwekkend dat PAK in vrijwel alle compartimenten op de wereld aangetroffen.

6.3.3 Adsorptie van PAK aan bodem en sediment

PAK zijn sterk gebonden aan sediment en bodem deeltjes. Dit uit zich in een hoge sediment/bodem-water verdelingsconstante, K_p . Men neemt aan dat PAK zich vooral ophopen in het organisch gedeelte van het sediment en de bodem. Dit is juist voor bodem en sediment met een organisch koolstof (oc)-gehalte hoger dan 0,2% omdat de experimentele K_p waarden lineair toeneemt met het gemeten oc-gehalte. Om K_p waarden te kunnen vergelijken met elkaar dient men de variatie in oc-gehalte te verdisconteren. Andere sediment variaties zoals het CEC-gehalte (Cation Exchange Capacity) of klei-gehalte zijn alleen van invloed op de K_p waarden van PAK als het organisch koolstofgehalte erg laag is. Experimenteel bepaalde K_p waarden worden omgezet naar K_{poc} waarden door de gemeten waarde te normaliseren op 100% oc. Voor sterk hydrofobe stoffen zoals enkele PAK kan de K_{poc} verhouding gemakkelijk de miljoen passeren ($\log K_{poc} > 6$).

Over deze bindingssterkte, de K_{poc} , is heel veel te doen. Oorzaak is niet zo zeer dat men geïnteresseerd is in de bindingssterkte van de PAK aan het sediment of bodem maar de vraag hoeveel er PAK er in een relatief korte periode vrij kan komen om aan andere processen deel te nemen zoals biodegradatie of bioaccumulatie in organismen. Dit valt onder de noemer biobeschikbaarheid. Op dit moment wordt hierover als volgt gedacht. PAK die op sediment aangebracht worden kunnen weer gedesorbeerd worden van dit sediment. Het blijkt echter dat dit moeilijker gaat naarmate de tijd langer verstrijkt tussen aanbrengen en desorberen. Dat wil zeggen het duurt dus veel langer voordat alle PAK weer uit het sediment zijn vrijgekomen naarmate het langer de kans heeft gekregen het sediment/bodem in te trekken. Dit verschijnsel wordt *aging* genoemd.

PAK kunnen in de loop der tijd dus steeds moeilijker uit het sediment geëxtraheerd worden.. Een experiment van 525 dagen met een steriele zandbodem met rioolslib gemengd, waaraan enkele PAK werden toegevoegd laat zien dat het steeds moeilijker wordt om deze PAK uit de bodem te extraheren³⁴. Het niet-extraheerbare gedeelte van een PAK wordt groter naarmate de PAK hydrofober is en/of het molecuul groter. In het artikel werden halfwaarde tijden afgeleid voor het aging-proces voor fenanthreen, pyreen en benzo[a]pyreen. Deze halfwaardetijden hangen af van het type oplosmiddel dat gebruikt werd voor het extraheren. Voor Dichloromethaan (DCM), een "krachtig" oplosmiddel werden halfwaarde tijden gevonden van 1790 dagen voor fenanthreen en van 254 dagen voor zowel pyreen als benzo[a]pyreen. Het experiment suggereerde ook dat een gedeelte van de toegevoegde PAK altijd extraheerbaar blijft. Dit gedeelte bedroeg voor fenanthreen ongeveer 70%, voor pyreen ongeveer 80% en voor benzo[a]pyreen ongeveer 53% in het geval van DCM. Voor een methode gebaseerd op verzeping van het organisch materiaal waren de halfwaarde tijden beduidend korter en het potentieel extraheerbaar gedeelte beduidend hoger. De auteurs vermoeden dat de PAK langzaam diffunderen naar het meer recalcitrante deel van het organisch materiaal van de bodem en in de minerale kleideeltjes.

Desorptie-experimenten van verontreinigd en oud sediment laten zien dat er verschillende fasen te onderscheiden zijn. Men neemt aan dat er in elk geval twee fasen zijn, een snelle fase en een trage fase.

³⁴ G. L. Northcott and K.C. Jones, Partitioning, extractability, and formation of non-extractable PAH residues in Soil. 1. compound differences in Aging and Sequestration, Environ. Sci. Technol, 2001, 35, 1103-1110.

Soms neemt men zelfs wel drie fasen waar, een zeer trage fase³⁵. In eerste instantie is het idee dat de PAK langzaam in de sediment en bodem deeltjes verder diffundeert in de poriën en tussen de kleilaagjes. Dit suggereert echter de afwezigheid van desorptiefasen.

De laatste tijd is er meer aandacht gekomen om het sediment of de bodem nog eens beter te bekijken. Er blijken allerlei verschillende type koolstofdeeltjes in de bodem aanwezig te zijn waaronder ook roetdeeltjes. Het blijkt dat deze deeltjes de PAK ook heel traag kunnen afstaan^{36,37}. Men kan dit als een apart compartiment beschouwen in bodem en/of sediment waardoor het eerder genoemde onderscheid in fasen in de desorptie-experimenten verklaard zou kunnen worden.

Men neemt aan dat de eerste fase van invloed is op de beschikbaarheid van de stof voor andere organismen of processen in de tijdsperiode dat men het experiment uitvoert en dat evenwicht zich snel zal instellen. Recent is dit ook aangetoond³⁸ (zie kader).

Risicobeoordelingmodellen zoals EUSES en GeoPearl gaan uit van het Evenwichtspartitietheorema. Echter er is veel bewijs dat bioaccumulatie van sterk hydrofobe stoffen zoals PAK sterk beïnvloed wordt door de beschikbare fractie PAK aan sediment. Kraaij et al. laten zien dat de BSAF data voor een deposit-feeder (*Tubificidae*) beschreven kunnen worden de snelle instelling van het evenwicht tussen de fractie PAK die snel gedesorbeerd kan worden van het sediment en het poriewater. De hoeveelheden PAK gevonden in de bestudeerde organismen kunnen dus geschat worden uit de gemeten concentraties in poriewater en de bioconcentratiefactoren. Voor twee ologochaeten werd een goede lineaire correlatie gevonden van de log BCF met de log Kow voor PAK, PCBs en Chloorbenzenen tussen log Kow 4 en 8 zonder dat de log BCF bij hogere log Kow-waarden (>6) afvlakt.

$$(\log \text{BCF} = 1.01 (\pm 0.09) \log \text{Kow} - 0.07 (\pm 0.46) (R^2 = 0.89, n=15).$$

● pmerkelijk uit deze relatie is de 1 : 1 verhouding tussen de BCF en de Kow.

Van belang in deze referenties is dat de kinetiek van de evenwichtinstelling tussen de beschikbare fractie PAK aan het sediment, het opgelost organisch materiaal en de BCF veel sneller plaatsvindt dan de desorptiesnelheid van de PAK uit het sediment in het niet-beschikbare gedeelte. EPT dient dus gebaseerd te zijn op het organisch materiaal in het grondcompartiment dat overeenkomt met het snel-beschikbare gedeelte aan PAK en niet het totaal gehalte aan organisch materiaal in bodem of sediment. Bij de bepaling van de BSAF waarden van organismen dient men dus niet uit te gaan van literatuur Koc-waarden maar van vrij-oplosbare poriewater concentraties, indien deze bepaling snel uitgevoerd kan worden (waarbij dus de minste verstoring van het PAK evenwicht met water en het organisch materiaal in het poriewater plaatsvindt).

Het bepalen van een K_{oc} waarde is door deze processen niet eenvoudig. De variatie in uitkomsten zal daardoor groot zijn. Vanwege het belang van deze parameter in risicobeoordelingen kan de uitkomst van zo'n beoordeling daardoor sterk beïnvloed worden en is een gevoeligheidsanalyse van de uitkomst voor K_{oc} dan ook noodzakelijk. Er doet zich bovendien nog een extra probleem voor. De overgang van sediment naar water kan niet éénduidig bepaald worden. Er bestaat een grensgebied van organisch materiaal dat zich van het sediment/bodem kan afscheiden aan (grond)water en daardoor de meting en dus ook de beschikbaarheid kan beïnvloeden.

³⁵ Dit proces is uitgebreid beschreven in het proefschrift van G. Cornelissen, Mechanisms and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments, Thesis, 4-2-1999, Universiteit van Amsterdam

³⁶ P.B. Mcleod, M.J. van den Heuvel-Greve, M.M. Allen-King, S.N. Luoma en R.G. Luthy, Effects of particulate carbonaceous matter on the bioavailability of Benzo[a]pyrene en 2255-tetrachlorobiphenyl to the clam, *Macoma bathica*, *Environ Sci Technol*, 2004, 38, 4549-4556

³⁷ artikel Gerard Cornelissen

³⁸ R. Kraaij, P. Mayer, F.J.M. Busser, M. van het Bolscher, W. Seinen and J. Tolls, Measured Pore-water concentrations make equilibrium partitioning work – a data analysis, *Environ Sci Technol* 2003, 37, 268-274.

Om sediment-water partitieconstanten te kunnen bepalen worden operationele methoden gebruikt om de compartimenten te definiëren. Zo wordt bijvoorbeeld een onderscheid gemaakt tussen vaste zwevende deeltjes in water en het sediment zelf. De operationele problemen om de compartimenten goed te scheiden en de optredende onbekende processen van de PAK gebonden aan het sediment zorgen er voor dat er een grote variatie in uitkomsten te verwachten is in K_{oc} bepalingen. Dit wordt voor de PAK bevestigd in tabel 14 (bron IPCS³).

Tabel 14 Gerapporteerde sediment/bodem-water evenwichts constanten van de 10 PAK van VROM

	Log K_{oc} (l/kg d.s.)	Log K_{OC} (l/kg d.s.)
Naftaleen	2.66 - 5.0	2.38
Anthraceen	3.95 - 5.76	3.74
Fenanthreen	4.22 - 6.12	n.a.
Fluorantheen	4.62 - 6.38	n.a.
Benzo[a]anthraceen	6.30-7.30	4.52
Chryseen	6.27 - 6.90	n.a.
Benzo[k]fluorantheen	5.99-7.00	n.a.
Benzo[a]pyreen	6.3-8.3	n.a.
Benzo[ghi]peryleen	n.a.	n.a.
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	n.a.	n.a.

Experimenten lijken uit te wijzen dat de K_{poc} van zwevend stof in het algemeen wat lager ligt dan van aerob sediment en dit weer lager ligt dan van anaerob sediment. Veel auteurs trachten de experimentele uitkomsten te correleren met specifieke hydrofobiciteitsparameters van het sediment zoals het aromatisch gehalte. Deze correlaties zijn in het algemeen hoog voor sterk hydrofobe stoffen maar specifiek voor het desbetreffende sediment en daardoor moeilijk te veralgemeniseren.

Omdat de desorptie-snelheid van sterk hydrofobe stoffen afneemt met de tijd is de sediment/bodem water partiticoëfficiënt, K_{oc} , ook niet constant (in de tijd). Dit bemoeilijkt dus de uitvoering van een risicokarakterisering met bijvoorbeeld EUSES of GeoPEARL op een zodanig wijze dat men bij een constante K_{oc} een overschatting maakt op de korte termijn (men neemt aan dat meer PAK uit het sediment desorbeert in de gekozen periode dan in werkelijkheid), maar een onderschatting op de lange termijn. Er komt op de lange termijn dus nog PAK uit de bodem of sediment vrij terwijl in het model al was aangenomen dat deze PAK verdwenen waren. Dit is te verhelpen door van de log K_{oc} een kinetische parameter te maken of door de variatie van de log K_{oc} door te rekenen.

6.4 Degradatie van PAK

6.4.1 Biodegradatie

Biodegradatie is het vermogen van een stof om afgebroken te worden door micro-organismen. De biodegradatiesnelheid hangt af van de hoeveelheid en soort organismen die de stof kunnen afbreken en de stof zelf.

Bij biodegradatie dient men onderscheid te maken tussen primaire en volledige afbraak, aerob en anaerob, en oxidatief en reductief. Bij primaire afbraak kijkt men naar de omzetting van de uitgangstof en bij volledige afbraak naar de minerale eindproducten van het degradatie proces; in het geval van PAK is dat CO_2 en H_2O . Aerobe afbraak is afbraak onder invloed van zuurstof en anaerobe afbraak onder zuurstofloze omstandigheden. Oxidatieve afbraak is afbraak van de uitgangstof door een oxidator. De meest voorkomende zijn zuurstof, nitraat, sulfaat, ijzer en mangaan ionen. Indien dit volledig geschiedt

ontstaat ook CO₂ en H₂O. Reductieve afbraak is afbraak waarbij een reductor betrokken is en de uitgangsstof dus als oxidator optreedt. Hierbij wordt het uitgangspunt omgezet naar methaan, CH₄.

Organismen gebruiken biodegradatie op twee manieren: 1) om energie op te wekken en 2) om biomassa te maken. Wanneer een stof slechts één van de twee functies kan uitvoeren is er een andere stof nodig om de degradatie optimaal te laten verlopen, een co-metabool. Door biomassa te maken kan het organisme zich sneller vermenigvuldigen. Het kan gebeuren dat de andere micro-organismen uit zijn omgeving verdrongen worden. Op dat moment zegt men in het algemeen dat het systeem van micro-organismen, het inoculum, geadapteerd is. Dit is vooral van belang bij de uitvoering en interpretatie van biodegradatie-experimenten.

Voor het beleid is biodegradatie een belangrijke factor. Binnen het milieuclassificatiesysteem wordt slechts gelet op volledige en aerobe afbraak in water. Daarnaast gebruikt men in de risicoanalyse ook de inherente aerobe afbraak waarbij men ervan uitgaat dat het organisme is geadapteerd. Anaerobe afbraak kan tegenwoordig ook meegenomen worden in risicobeoordelingmodellen zoals EUSES.

Gezien de persistentie en de risico's van PAK in het milieu is heel veel aandacht gegaan naar het optimaliseren van de afbraak. Vooral voor het opruimen van met PAK verontreinigde gebieden is dit van belang. Biodegradatie van PAK in water onder natuurlijke omstandigheden treedt nauwelijks op. In de risicoanalyse die de EU heeft laten uitvoeren van naftaleen wordt vermeld dat de stof inherent (potentieel) afbreekbaar is. De biodegradatiesnelheid van de andere PAK is meestal lager omdat de organismen moeten concurreren met de opname van de stof uit de bodem.

Opmerkelijk is dat biodegradatie van fenanthreen en fluoranthreen in zeewater door een PAK-geadapteerd systeem met een factor 3 *versneld* wordt door de aanwezigheid van ongeveer 10% sediment. Drie verklaringen worden hierbij gegeven: 1) de bacterie wordt blootgesteld aan hogere PAK concentraties dan in de bulk vloeistof doordat het PAK aan het sediment is geadsorbeerd en vervolgens komen deze PAK weer vrij. Indien alleen diffusie optreedt is de concentratie van de PAK bij het sediment aanzienlijk verhoogd en dit zou dan resulteren in een versnelde afbraak. Bovendien is het heel goed mogelijk dat de organismen zelf ook aan de sediment deeltjes gekoppeld zijn. 2) is dat de organismen de PAK kunnen opnemen zonder dat het losgelaten heeft van het sediment deeltjes. Enzymen in het organisme zorgen er dan voor dat de PAK van het sediment komt en afgebroken wordt en 3) het is niet het sediment deeltje waar de PAK aan vast zit maar bijvoorbeeld aan DOC (Dissolved Organic Carbon).

Auteurs rekenen voor dat de eerste verklaring waarschijnlijk niet juist is omdat de Fluoranthreen concentratie in dat geval dan boven zijn wateroplosbaarheid zou moeten komen te liggen. Punt 3 heeft de mogelijkheid in zich dat het DOC als voedingsbron kan dienen voor de bacterie.

In bodem en vooral in sediment heeft het zuurstofrijke laagje vaak een geringe diepte. In sediment dit meestal in de orde van grootte van 5-15 cm. Hieronder bevindt zich geen zuurstof meer. Echter in dit gebied kunnen andere oxidatoren dan zuurstof de rol overnemen. Deze organismen gebruiken bijvoorbeeld nitraat en sulfaat als zuurstof bron. Hoewel hier vaak gesproken wordt over anaerobe afbraak treedt er nog steeds een oxidatie op van de PAK. Vervuild sediment blijkt geadapteerde organismen te bevatten die de vervuiling sneller kunnen afbreken onder anaerobe omstandigheden waarbij nitraat en sulfaat als zuurstofbron gebruikt wordt zoals de groep van Chang³⁹ en Rockne⁴⁰ hebben laten zien.

³⁹ B.V. Chang, L.C. Shiung & S.Y. Yuan, Anaerobic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon in soil, Chemosphere 48, 2002, 717-724

S.Y. Yuan, J.S. Chang, J.H. Yen and B-V Chang, biodegradation of phenanthrene in river sediment, Chemosphere 43, 2001, 273-278

Hoewel aangenomen wordt dat deze afbraak langzamer verloopt dan onder zuurstofrijke omstandigheden, is dit niet helemaal duidelijk omdat de biologische activiteit van de afbraak organismen niet bekend zijn. Daardoor is het onduidelijk of het organisme zelf de PAK langzamer afbreekt of doordat er aanzienlijk minder organismen zelf zijn.

Tabel 15 geeft een overzicht van gerapporteerde degradatieconstanten. Voor aerob sediment zijn geen experimentele waarden aangetroffen. Aangenomen hierbij is dat de afbraaksnelheid een pseudo eerste orde reactie⁴¹ volgt waardoor de gemeten snelheidsconstanten omgezet zijn naar een DT50 waarden; de tijd dat de helft van de stof is omgezet.

Tabel 15 Gerapporteerde degradatieconstanten van de 10 PAK van VROM (bron IPCS²)

	Oppervlaktewater	anaeroob sediment	bodem	atmosfeer (OH-radicalen)
Naftaleen	3 h - 500 d	600 u	< 2,1 jaar	2,7 - 27 u
Anthraceen	20 u	4.800 - 44.160 u	1.200 - 11.040 u	58 - 580 u
	17 - 45 d		7,9 jaar	
Fenanthreen	27 d	1.536 - 19.200 u	383 - 4.800 u	2- 20 u
			9,7 - 14 d	
			5,7 jaar	
Fluorantheen		13 440 - 42 240 u	3.360 - 10.560 u	2,0 - 20 u
			34 - 39 d	
			7,8 jaar	
Benzo[a]anthraceen	6.400 u	9.792 - 65.280 u	2.448 - 16.320 u	0,8 - 8 u
			16 maanden	
			130 - 240 d	
			8,1 jaar	
Chryseen		35.616 - 96.000 u	8.904 - 24.000 u	0,8 - 8 u
			224 - 328 d	
			8,1 jaar	
Benzo[k]fluorantheen		87.360 - 205.440 u	21 840 - 51 360	
			8.7 j	
Benzo[a]pyreen			19.800 u	0,4 - 4 u
			1.368 - 12.702 u	
		5.472 - 50.808 u	218 - 347 d	
			8,2 jaar	
Benzo[ghi]peryleen		56.640 - 62.400 u	14.160 - 15.600 u	1,1 - 11 u
			9,1 jaar	
Indeno[1,2,3-cd]pyreen			6.500 u	

Er is geen literatuur aangetroffen die biodegradatie van PAK beschrijft waarbij de PAK als reductor fungeert. Onder deze (methanogene) omstandigheden wordt de PAH (gedeeltelijk) omgezet in methaan gas. Waarschijnlijk is de PAK zelf hiervoor al te ver gereduceerd.

⁴⁰ K.J. Rockne and S.E. Strand, Biodegradation of bicyclic and Polycyclic aromatic Hydrocarbons in anaerobic enrichments.

⁴¹ Hierbij wordt aangenomen dat de biologische activiteit constant is.

Een veel gebruikt classificatiesysteem van biodegradatie in verschillende compartimenten wordt gegeven door Mackay et al⁴² (1992). Het is deze indeling die in vrijwel alle bestaande berekeningen over het lot van PAK in het milieu gebruikt wordt.

Tabel 16. Klasse indeling voor halfwaardetijden

Klasse	Halfwaardetijd (h)	
	Gemiddelde	Bandbreedte
1	17	10-30
2	55	30-100
3	170	100-300
4	550	300-1000
5	1700	1000-3000 (42 -125 dagen)
6	5500	3000-10000 (125 – 420 dagen)
7	17000	10000-30000 (420 – 1250 dagen)
8	55000	> 30000

De halfwaardetijden van individuele PAK zijn gegeven in tabel 17. De waarden zijn eveneens afgeleid van Mackay et al.

Tabel 17. Halfwaardetijden van PAK

PAK	Water (h)	bodem (h)	Sediment (h)
Naftaleen	170	1.700	5.500
Anthraceen	550	5.500	17.000
Fenanthreen	550	5.500	17.000
Fluorantheen	550	17.000	55.000
Benzo[a]anthraceen	1.700	17.000	55.000
Chryseen	1.700	17.000	55.000
Benzo[k]fluorantheen	1.700	17.000	55.000
Benzo[a]pyreen	1.700	17.000	55.000
Benzo[ghi]perylene	1.700	17.000	55.000
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	1.700	17.000	55.000

Biodegradatie van micro-organismen vindt plaats via een di-oxygenase. Hierbij worden in de eerste stap twee zuurstofatomen tegelijkertijd gekoppeld aan de C = C-binding. Hierdoor ontstaat een *cis*-dihydriol. In schimmels en in hogere organisme wordt slechts één zuurstof atoom ingebouwd via een arene-oxide mechanisme. Het arene-oxide mechanisme is karakteristiek voor de aanwezigheid van het cytochroom P450 enzym in schimmels en zoogdieren.

Biodegradatie is het belangrijkste mechanisme van verwijdering uit de bodem van PAK met minder dan 4 aromatische ringen. Ook verdamping en fotolyse is voor juist deze groep PAK van groter belang dan de PAK met 4 of meer ringen.

Het vele onderzoek naar de omzetting van PAK in organismen kan als volgt samengevat worden:

- Het biologische transformatievermogen van water organismen hangt af van de aanwezigheid en activiteit van het cytochroom P450-afhankelijke type oxidase;
- De organen waar met name de biotransformatie plaats vindt zijn de lever, longen, nieren, placenta, maag-darmkanaal systeem en de huid;

⁴² Mackay, D., Shiu, WY, Ma, KC, Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals 1992, Lewish Publishers.

- De aanvangsstap in ongewervelde dieren gebeurt langzamer dan in gewervelde. De aanvangsstap in ongewervelde dieren hangt ook nog samen met de soort;
- In het algemeen scheiden ongewervelde dieren PAK moeilijk uit;
- In hogere organismen en in algen worden de metabolieten meestal gevormd via een mono-oxygenase systeem;
- Het is onduidelijk of weekdieren cytochroom P450 activiteit bezitten;
- In schaaldieren verschilt biotransformatie aanzienlijk per soort;
- Het is onduidelijk hoe snel biotransformatie plaats vindt bij insecten.

6.4.2 Fotodegradatie van PAK in het milieu

PAK kunnen afgebroken worden door licht in de lucht en in water. De snelheid hangt af van de lichtintensiteit en de overlap tussen het lichtspectrum en het absorptiespectrum van de PAK. Het belangrijkste afbraakproces onder invloed van licht is indirecte fotolyse. Het radicaal deeltje kan door licht zelf ontstaan zijn maar in water is het ook mogelijk dat de PAK zelf het reactieve zuurstof deeltje vormt. Afbraak snelheden voor verschillende PAK aan roet ligt tussen de 3,7 en 40 dagen in de zomer. In de winter ligt dit aanzienlijk lager. Afbraak hangt mede af hoe sterk de PAK aan het vaste oppervlak gehecht zit.

6.5 Biobeschikbaarheid van PAK

6.5.1 Definitie biobeschikbaarheid

In deze paragraaf beschrijven we een aantal processen (bioconcentratie, bio-accumulatie, biomagnificatie) die onder de generieke noemer van biobeschikbaarheid zijn geplaatst. Biobeschikbaarheid kan ook in engere zin gedefinieerd worden, namelijk als fractie van de opgenomen hoeveelheid die daadwerkelijk tot effecten in organismen. Bij de risicobeoordeling van verschillende stoffen (onder meer koper, zink) wordt deze definitie van biobeschikbaarheid aangehouden. De inzichten hierover worden meegenomen voor de afleiding van kwaliteitsnormen voor milieu en gezondheid.

6.5.2 Bioconcentratie in waterorganismen

De bioconcentratiefactor (BCF) is het vermogen van een organisme om de stof op te nemen uit water. Stoffen zoals PAK hopen zich vooral op in de vetweefsels van het organisme. Er zijn echter lange blootstellingperiodes nodig om evenwichtssituatie te bereiken. Vanwege deze lange tijdsperiode moet het bioaccumulatieproces vaak concurreren met andere processen. De belangrijkste zijn: 1) een mogelijk metabolisch proces van de stof in het organisme, 2) biodegradatie van de stof in het water compartiment en 3) adsorptie/desorptie aan opgelost organisch materiaal in het water.

De bioconcentratiefactor kan ook bepaald worden door de verhouding tussen de opnamesnelheid (k_1) en depuratiesnelheid (k_2) van de stof uit het organisme te bepalen. De tijdsduur voor het experiment is hierdoor veel korter. Deze methode is ook aan te raden voor PAK. Aangezien PAK zich ophopen in het vetweefsel en het vetgehalte voor elk organisme anders is, is het aan te raden om de BCF-waarden te normaliseren op het vetgehalte indien men de uitkomsten bij sterk hydrofobe stoffen zoals PAK wil vergelijken met elkaar. In de risicobeoordelingsmodellen wordt de BCF bepaald op nat gewichtsbasis. Daardoor varieert de gemeten bioconcentratiefactoren zeer sterk voor dezelfde PAK met verschillende organismen.

Organismen die PAK nauwelijks metaboliseren zoals algen, oligochaeten (zeer kleine wormen), weekdieren, amfiboden (kreeftachtigen) en primitieve ongewervelde dieren accumuleren meer PAK, zoals te verwachten is op grond van hun hoge octanol-water partitieconstante. Organismen die PAK wel kunnen metaboliseren zijn vissen, hogere ongewervelde dieren als arthropoden (geleedpotigen), echinodermen (zeesterren en zeeëgels) en anneliden (ringwormen). BCF-waarden van deze laatste type

organismen zijn over de hele linie beduidend lager. De amfipod *Pontoporeia hoyi* kan noch de PAK metaboliseren en bevat daarnaast een hoog vetgehalte waardoor de gemeten BCF waarde erg hoog is voor dit organisme.

BCF-waarden van vele verschillende contaminanten uit een zelfde chemische klasse zoals PAK of PCBs worden vaak gebruikt voor het afleiden van correlaties, zogenaamde "Quantitative Structure-Activity Relationships" (QSARs). Doel van deze QSAR is om onbekende BCF-waarden te kunnen schatten en te gebruiken in risicobeoordelingmodellen. Helaas wordt zelden de variatie in de BCF-waarde zelf mee genomen in de afgeleide statistische parameters. Twee recent verschenen artikelen die QSARs opstellen laten al een variatie in log BCF-waarden voor de gekozen PAK zien tussen 0,1 en 0,7 log-eenheden^{43,44}. Het blijkt dat deze fout vaak vele malen groter is dan de fout in de correlatie zelf⁴⁵.

6.5.2 Bioconcentratie factoren in vegetatie

Bladeren kunnen stoffen uit de lucht opnemen. Dit effect wordt meegenomen in EUSES (versie 2.0). Dit is voor PAK van belang omdat deze zich vooral via de lucht kunnen verspreiden. Analooq aan de andere bioaccumulatie factoren hangt de evenwichtsconstante af van het vetgehalte in de bladeren. Echter de concentratie van de PAK in de lucht kan sterk variëren op een dag. Hiermee dient men rekening te houden bij het opzetten van een experiment. Recent zijn een aantal BCF-waarden voor naftaleen bepaald voor een aantal planten. De uitkomsten variëren tussen de 1.300 en de 260.000 l/kg dw⁴⁶.

6.5.3 Bioaccumulatie

Het vermogen van een organisme om de stof op te nemen uit sediment of de bodem heet bioaccumulatie. De stof moet hier concurreren met twee tegengestelde effecten, het vermogen om de stof te adsorberen aan het sediment/bodem of op te nemen in het organisme. Voor sterk hydrofobe stoffen is de adsorptie aan de bodem in het algemeen sterker dan de opname in het organisme en is dus de bioaccumulatiefactor, BAF, meestal < 1. In de meeste gevallen bedraagt deze tussen de 0,01 en 1. Echter als het organisme een flinke hoeveelheid vetweefsel heeft en PAK nauwelijks kan metaboliseren kan de BAF hoger dan 1 zijn zoals is aangetoond voor 16 PAK in polychaeten (wormen) op drooggewicht basis en voor de al eerder genoemde amfipod *Pontoporeia hoyi*.

Het al eerder genoemde probleem dat de scheiding van sediment of bodemdeeltjes en water gebaseerd is op operationele definities zorgt er voor dat wat "water" genoemd wordt niet alleen uit water bestaat maar daarbij ook nog een variabele hoeveelheid opgelost organisch materiaal, DOC, bevat. Dit materiaal verstoort de K_{poc} bepaling bij sterk hydrofobe stoffen vanwege. Dit uit zich in een schijnbaar verlaagde K_{poc} uitkomst hetgeen suggereert dat de PAK dan minder sterk aan het gehele sediment is gebonden en dus beter gedesorbeerd en beschikbaar kan zijn in kortlopende risicobeoordelingen. Precies hetzelfde effect kan optreden met een BCF bepaling.

DOC zelf is uiterst inhomogeen materiaal. Daardoor variëren evenwichtsconstanten tussen de stof met het water en het DOC, K_{DOC} , aanzienlijk. Alleen al de scheiding tussen het water en het opgeloste organische koolstof is een verhaal apart. De variatie in experimentele methoden en in DOC kwaliteit

⁴³ P. Gramatica and E. Papa, QSAR Modeling of Bioconcentration Factor by theoretical molecular descriptors, QSAR Comb Sci, 22, 2003, 374-385

⁴⁴ X. Lu, S. Tao, H. Hu and R.W. Dawson, Estimation of bioconcentration factors of nonionic organic compounds in fish by molecular connectivity indices and polarity correction factors, Chemosphere, 41, 2000, 1675-1688.

⁴⁵ Thesis H.B. Krop, thermodynamic approaches for the environmental chemistry in organic pollutants, pp.156, 2003, Universiteit van Amsterdam,

⁴⁶ M.H. Hiatt, bioconcentration Factors for Volatile Organic Compounds in Vegetation, anal. Chem., 1998, 70, 851-856.

kunnen de K_{DOC} waarden voor één en dezelfde stof zeker met een factor 1000 doen verschillen. Recent ontwikkelde meetmethoden zoals microextractie geven een betere bepaling van de concentratie vrijopgeloste stof in water. Het is vooral deze bepaling die in het verleden problematisch was. Dit neemt niet weg dat het adsorptievermogen van DOC nog steeds zeer sterk uiteenloopt. Een recent overzicht van deze bepalingen laat vooral zien dat het verschil in DOC kwaliteit is in rivierwater die dit veroorzaakt⁴⁷. Aangezien het opgeloste organisch koolstof (DOC) in het algemeen een hogere oxidatiegraad heeft dan het organisch koolstof in bodem en sediment, hechten sterk hydrofobe stoffen zich beter aan het organisch koolstof in de bodem en sediment dan aan het opgeloste deel. Dit wordt door de praktijk bevestigd.

Echter het DOC-effect wordt in de gebruikte risicobeoordeling modellen niet meegenomen. Men zou dit kunnen ondervangen door een schijnbare K_{poc} of BCF in te voeren in het gebruikte lotgevallenmodel zoals EUSES. In feite komt dit overeen met het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse van het model op de gebruikte invoerparameters.

In natuurlijke zoet waterbronnen varieert het DOC-gehalte tussen de 1 – 20 mg/l DOC. In zeewater is deze variatie lager (2-6 mg/l) en bovendien ook sterk seizoensafhankelijk³⁶.

De concentratie PAK in vegetatie is in het algemeen aanzienlijk lager dan in de bodem. De bioaccumulatie factoren tussen de bodem en de plant variëren tussen de 0,0001 en 0,33 voor benzo[a]pyreen en van 0,001 – 0,18 voor de andere PAK van VROM.

Planten kunnen invloed hebben op de afbraak van de PAK die in de bodem is gebracht. Recent zijn enkele experimenten beschreven waarbij de biodegradatie van fenantreen versneld wordt door specifieke bodemplanten. Vermoedelijk zorgt fenantreen voor een extra afscheiding van stoffen uit de wortels die de vorming van afbraakbevorderende organismen in de buurt van de wortels (0-10 mm) bevordert⁴⁸. Zo'n chemische communicatie is vrij gebruikelijk in de dierenwereld (feromonen). Aandacht voor dit type processen staat nog vrijwel in de kinderschoenen binnen de milieuchemie.

6.5.4 Biomagnificatie

Biomagnificatie is de toename van de concentratie van een stof in dieren in opeenvolgende trofische niveaus binnen een voedselketen. Een bekend trofisch niveau waar veel onderzoek mee gedaan wordt is algen- daphnia – vis of algen – daphnia – muggenlarve – slak. Biomagnificatie treedt vooral op als het organisme niet in staat is om de PAK te metaboliseren. Dit is in het geval van waterorganismen wat makkelijker na te gaan omdat men dan de relatieve bioaccumulatie-factoren kan meten. Voor radioactief gelabeld benzo[a]pyreen bleek dit bijvoorbeeld 5.300 voor de algen, 12.000 voor de muggenlarven, 82.000 voor de slakken, 140.000 voor watervlooien en 930 voor vissen te zijn¹ in één en hetzelfde experiment.

6.6 Competitieprocessen van PAK in het milieu.

De huidige referenties over het gedrag van PAK in het milieu bestaan uit het beschrijven en verklaren van tegengestelde processen waarbij PAK betrokken kunnen zijn bijvoorbeeld biodegradatie en adsorptie/desorptie of biodegradatie en bioaccumulatie. Het aspect verschuift daardoor van een statisch effect naar dynamische effecten. Het bepalen van uitsluitend statische of evenwichtsparameters ligt grotendeels achter ons.

Tijdens het biodegradatieproces treden er tegengestelde processen op. Aan de ene kant het aging/sequestratie proces waarbij de PAK langzamerhand steeds sterker gebonden wordt aan het

⁴⁷ H.B. Krop, P.C. M van Noort en H.A.J. Govers, Determination and theoretical aspects of the equilibrium between DOC and hydrophobic organic pollutants in water (K_{DOC}), Rev. Environ. Contam. Toxicol. 169, 1-122.

⁴⁸ S. C. Corgié, E.J. Joner & C. Leyval, Rhizospheric degradation of phenanthrene is a function of proximity to roots, Plant and Soil, 257, 2003, 143-150.

(organisch) materiaal en aan de andere kant de afbraak van de PAK. Het zal duidelijk zijn dat als biodegradatie sneller is dan het aging/sequestratie proces, dat er dan relatief meer PAK afgebroken kan worden. Lange termijn studies van afbraak aan pesticiden en fenantreen door specifieke organismen bevestigen dit beeld⁴⁹.

In veldexperimenten zijn een aantal van deze verschijnselen onderzocht en beschreven. Een uitwerking van die inzichten is gegeven in bijlage 7.

6.7 Resumé

Evenals bij humane effecten is er veel onderzoek verricht naar de effecten van PAK in het milieu. Vooral concentraties en effecten in oppervlaktewater en sediment zijn tegenwoordig goed beschreven. Bovendien zijn er een voldoende aantal dosis-effect concentraties gemeten om PNEC-waarden af te leiden voor de fototoxische PAK voor zowel het water- als het terrestrische compartiment. Hierdoor hoeft het evenwichtspartitietheorema voor deze PAK in de risicobeoordeling niet meer toegepast te worden hetgeen tot een evenwichtiger risicobeoordeling voor deze PAK zal leiden.

Voor belangrijke afbraakprocessen als foto-chemische omzetting (onder invloed van licht) en biodegradatie kunnen gegevens gevonden worden. De variatie in biodegradatiesnelheden voor de compartimenten water, bodem en sediment varieert echter enorm. In de risicobeoordelingen worden echter vrijwel unaniem de (gemiddelde) degradatieconstanten gebruikt die door Mackay zijn afgeleid. Voor de lagere PAK (tot 4 ringen) is biodegradatie het belangrijkste omzettingsproces. Bij de hogere PAK is dat de foto-chemische omzetting.

Ook processen die onder de generieke noemer van biobeschikbaarheid zijn te scharen (bio-accumulatie, bioconcentratie, biomagnificatie, competitie) zijn beschreven en deels gekwantificeerd. Bioconcentratiefactoren variëren ook sterk. Als het organisme niet beschikt over een mechanisme om PAK om te zetten en uit te scheiden worden aanzienlijk hogere BCF-waarden gemeten dan bij organismen die hier wel over beschikken. Daardoor zijn de secundaire opname-effecten van PAK moeilijk in te schatten.

De meer hydrofobische PAK (4 of meer benzeenringen) hechten zich beter aan sediment/bodem in de loop der tijd (aging). Hierdoor wordt hun beschikbaarheid lager. Daarnaast is bodem of sediment geen uniform compartiment. Recente aandacht voor de kleine fractie roetdeeltjes in de bodem heeft aangetoond dat PAK hieraan zeer sterk gesorbeerd kunnen zijn. Deze verschillen in desorptie-eigenschappen worden niet meegenomen in de risicobeoordelingsprogramma's. PAK nemen altijd deel aan competitieprocessen in het milieu. Voor de meer hydrofobische PAK bepaalt vooral aging de risico's.

Slechts een deel van de hierboven geschetste kennis is zonder meer toepasbaar in risicobeoordelingsmodellen. In deze rapportage schetsen we de meest recente inzichten van vooral risiconiveaus voor organismen in het milieu en afbraaksnelheden. Zie hoofdstuk 7 voor een overzicht.

⁴⁹ K. Nam & M. Alexander, Relationship between biodegradation rate and percentage of a compound that becomes sequestered in soil, *Soil biology & Biochemistry*, 33, 2001, 787-792.

7. Conclusies: afleiding input voor risicobeoordeling

In de voorgaande hoofdstukken is een groot aantal parameters beschreven en is ingegaan op de huidige stand der kennis over het gedrag en de risico's van PAK. In Nederland worden momenteel nog steeds grote hoeveelheden PAK uitgestoten, vooral door verkeer en industrie. Dit leidt tot concentraties in lucht, bodem en water en mogelijke effecten op mensen doordat deze lucht inademen, voedsel verbouwen en opeten en drinkwater verbruiken. De huidige inzichten geven aan dat voedsel de belangrijkste bron van inname van PAK is. De geschatte dagelijkse opname via voedsel van de PAK die als indicator wordt toegepast (benzo[a]pyreen) ligt echter lager dan de kritische grens. Er vindt wel een substantiële opvulling van die norm plaats. Dat betekent dat bij nieuwe emissies goed gelet moet worden op de invloed op achtergrondconcentraties en het onverhoopt overschrijden van normwaarden. De mogelijke emissie van PAK uit teerhoudend materiaal (TAG) kan zo'n invloed hebben op huidige concentraties. Deelonderzoek II gaat in op de vraag of de toepassing van TAG tot een significante verslechtering leidt. Voor die bepaling is een risicobeoordelingsmodel nodig dat input krijgt van de inzichten in het onderhavige deelonderzoek I.

De belangrijkste inputparameters die we zullen gebruiken bij de risicobeoordeling van TAG zijn in onderstaande tabellen weergegeven. We maken een onderscheid in waarden voor stofintrinsic parameters en waarden voor de effecten. De gegevens en de totstandkoming daarvan zijn, met uitzondering van tabel 22, gereviewed door RIVM. Daarbij is aangegeven dat deze rapportage weliswaar slechts een beperkt deel van het wereldwijde onderzoek aan PAK meeneemt, maar ook dat de meest recente en relevante inzichten uit de wetenschappelijke wereld hier wel zijn beschreven. De rapportage bevat dan ook geen grote hiaten of onvolkomenheden. Dit laat onverlet dat de reviewer zich niet noodzakelijkerwijs conformeert aan de uitkomsten van deze studie.

De volgende PNECs waarden voor het aquatische en terrestrische compartiment zijn overgenomen uit het RIVM rapport over steenkoolteer. De waarden voor het terrestrische compartiment zijn met name bepaald door de geciteerde referenties in bijlage 4.

Tabel 18 Inputgegevens EUSES: PNEC-waarden voor het water en bodem compartiment

PAK	PNEC zoetwater ($\mu\text{g/l}$)	PNEC terrestrisch (mg/kg ds)	opmerkingen
Naftaleen	2,0	1,0	
Anthraceen	0,1	0,13	Fototoxisch
Fenanthreen	1,3	1,8	
Fluorantheen	0,01	1,5	Fototoxisch
Benzo[a]anthraceen	0,022	0,053	Fototoxisch
Chryseen	0,012	0,079	Fototoxisch (?)
Benzo[k]fluorantheen	0,07	via EqP ¹	Fototoxisch
Benzo[a]pyreen	0,017	via EqP	
Benzo[ghi]peryleen	0,0082	Via EqP	
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,027	via EqP	

¹ Berekend uit PNEC zoetwater met evenwichtspartitie methode.

De belangrijkste door EUSES gevraagde stofintrinsic eigenschappen zijn verzameld in Tabel 19. De EU-RAR van steenkoolteer gebruikt de hoogste gemeten BCF-waarde als input. Dit is niet het geval voor de K_{oc}. De gebruikte waarden liggen ergens in de range van gemeten waarden. Hiervoor is de set van het RIZA genomen die voor het verspreidingsmodel van stoffen in grondwater wordt gebruikt. Het verschil tussen de beide sets is niet groot. De andere fysisch-chemische parameters die in EUSES ingevoerd

moeten worden staan vermeld in tabel 2. De inputwaarden voor de biodegradatie van de PAK in de verschillende compartimenten zijn overgenomen van Mackay.

Tabel 19 Inputgegevens EUSES: stofintrinsieke eigenschappen van 10 PAK

PAK	log K _{oc}	range litt. waarden log K _{oc}	BCF-fish	log K _{ow}	k-OH lucht
Naftaleen	3,31	2,66 - 5,0	320	3,34	2.16.10 ⁻¹¹
Anthraceen	4,46	3,95 - 5,76	10364	4,68	1.30.10 ⁻¹⁰
Fenanthreen	4,47	4,22 - 6,12	13380	4,57	3.10.10 ⁻¹¹
Fluorantheen	5,17	4,62 - 6,38	9054	5,2	5.00.10 ⁻¹¹
Benzo[a]anthraceen	5,98	6,3 - 8,3	3600	6,07	5.00.10 ⁻¹¹
Chryseen	5,8	6,30 - 7,30		5,91	1.22.10 ⁻¹⁰
Benzo[k]fluorantheen	5,7	6,27 - 6,90		5,81	8.00.10 ⁻¹¹
Benzo[a]pyreen	6,01	5,99 - 7,00		6,84	5.36.10 ⁻¹¹
Benzo[ghi]peryleen	6,6			6,09	8.69.10 ⁻¹¹
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	6,41			6,58	6.46.10 ⁻¹¹

De inputgegevens voor de afleiding van de humane risico's worden vermeld in tabel 20 voor naftaleen en tabel 21 voor de overige 4 PAK. De EU-RAR voor naftaleen is gebruikt met uitzondering van een T25-waarde die gevonden is in de literatuur. Deze is door andere auteurs afgeleid uit de EPA studie op ratten⁵⁰. Deze T25-waarde wordt gebruikt als invoerparameter in EUSES voor een genotoxisch carcinogeen (carcinogeen zonder drempelwaarde). De LOAEL inhalatoire respons dosis kan beschouwd worden als de keuze uit de EU-RAR van naftaleen. Voor beide invoerparameters kan EUSES een veiligheidsmarge berekenen. Vergelijk van deze twee geeft een aanwijzing welke keuze de hoogste marge geeft. Het resultaat kan vergeleken worden met de gebruikte LOAEL in de EU-RAR van naftaleen (zie deel II bijlage 2).

Tabel 20 Inputgegevens EUSES: bepaling van de humane risico's van naftaleen.

Parameter	Waarde	Opmerking
Respons dosis NOAEL-oraal	133 mg/kg/dag	Studie op muizen
Respons dosis NOAEL-dermaal	10000 mg/kg/dag	Studie op ratten
Respons dosis LOAEL-inhalatoir	5 mg/m ³	Studie op ratten
Carcinogeen-oraal geen drempel T25	20,5 mg/kg/dag	Uit de studie van Abdo

De EU-RAR vermeldt geen inputgegevens voor EUSES omtrent humane risico's. Wel is een risico-zin vastgesteld (R40) wat betekent dat de stof (vermoedelijk) kankerverwekkend is. ER zijn ook geen nieuwe gegevens hierover aangetroffen in de literatuur.

In de literatuur zijn twee referenties gevonden waarbij een CED of BMD(L)05 van benzo[a]pyreen zijn afgeleid^{51,52}. De BMD05 waarde wordt vastgesteld met een 95% betrouwbaarheidsinterval en is hier de waarde die in EUSES wordt toegepast. Fitzgerald leidt een BMD05 af van 0,362 mg/kg/dag terwijl de JECFA een BMDL05 van 0,100 mg/kg/dag afleidt. Het is te verwachten dat de JECFA-waarde in het

⁵⁰ T. Sanner & E. Dybing, Comparison of Carcinogenic and in vivo genotoxic potency estimates, Basic & Clin Pharmacol&Toxicol, 2005, 96, 131-139.

⁵¹ D.J. Fitzgerald e.a., Application of Benzo[a]pyrene and coal tar tumor dose-response data to a modified benchmark dose method of guideline development, Env Health Perspec, 112, 2004, 1341

⁵² JECFA (Joint FAO/WHO expert committee on food additives), 64th meeting, feb. 2005, summary and conclusions http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_report_64_final.pdf

algemeen overgenomen gaat worden in dit type risicoberekeningen. Deze recente waarde is dan ook gebruikt in de uitgevoerde berekeningen.

Tabel 21 Inputgegevens EUSES: bepaling van de humane risico's van overige PAK

Drempel effecten				Geen drempel effecten		
	Parameter	Waarde	opmerkingen	CED of BMDL05	opmerkingen	EU R-zinnen
Anthraceen	Rep dose NOAEL-oraal	1000 mg/kg/dag	90 d. studie op muizen	nvt		geen
Fenanthreen	Rep dose NOAEL-oraal	1000 mg/kg/dag	zie tekst 5.4	nvt		geen
Fluorantheen	Rep dose LOAEL-oraal	125 mg/kg/dag	zie tekst 5.4	nvt		geen
Benzo[a]pyreen				0,100 mg/kg/dag	JECFA, 2005	R45,R46,R60, R61,R43,R50-53

Voor de emissiescenario's zijn emissiewaarden afgeleid. Deze afleiding staat uitgebreid beschreven in deel II, zie hoofdstuk 4 aldaar. Hier wordt slechts een overzicht gegeven van de gebruikte inputgegevens voor EUSES.

Tabel 22 Inputgegevens EUSES: overzicht berekende emissiewaarden van PAK uit TAGRAC

PAK	Regionale emissie naar de bodem door uitloging (kg/d)	Lokale emissie naar de lucht door stofverwaaiing (kg/d)
Naftaleen	2,60 E-04	6,73E-05
Anthraceen	6,02 E-03	1,53E-03
Fenanthreen	5,41 E-02	1,37E-02
Fluorantheen	6,04 E-02	1,53E-02
Benzo[a]anthraceen	2,35 E-02	5,93E-03
Chryseen	2,22 E-02	5,61E-03
Benzo[k]fluorantheen	1,01 E-02	2,54E-03
Benzo[a]pyreen	1,88 E-02	9,42E-03
Benzo[ghi]peryleen	1,14 E-02	2,89E-03
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	1,13 E-02	2,86E-03

Bijlage 1 Metabolisme van PAK bij de mens

In de eerste stap wordt de PAK geoxideerd door cytochroom P450-afhankelijk mono-oxygenase naar een epoxide. Vervolgens treedt er hydroxylering op naar fenolen en/of dihydrodiolen. Dit worden de fase-I metabolieten genoemd. Vervolgens treedt oxidatie op naar fase-II metabolieten zoals diol epoxiden, tetrahydrotetrols en fenol epoxides. De reactieve plek in de moederverbinding is de C = C – binding die het meest zijn dubbele karakter heeft behouden en dus het minst deelneemt aan de mesomere effecten van de aanwezige geconjugeerde systemen. Dit is bij PAK die bestaan uit meerdere ringsystemen vaak te vinden in het zogenaamde baai-gebied (bay-region) van het molecuul. Voor benzo[a]pyreen is dit de C9-C10 binding. De reactiesnelheid van de eerste omzetting varieert sterk zowel binnen dezelfde persoon als ook tussen verschillende personen.

Verreweg de meeste informatie over het carcinogene metabolisme van PAK is verkregen uit in vivo en in vitro studies met benzo[a]pyreen. Andere PAK reageren echter op een zelfde manier. In de eerste stap wordt het benzo[a]pyreen geoxideerd door enkele enzymen van de cytochroom P450 (CYP) groep, met name CYP1A en in mindere mate CYP2A en CYP1B. CYP1A schijnt het belangrijkste enzym te zijn dat een groot aantal PAK omzet. De enzymen worden geactiveerd door de Ah (Aryl hydrocarbon) receptor, een transcriptiefactor die ook geactiveerd kan worden door verschillende xenobiotische liganden zoals bijvoorbeeld het overbekende 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxine (TCDD). De Ah-activering hangt af van het type PAK of dioxine. Dus PAK en PAK-houdend materiaal kunnen hun eigen metabolisme reguleren.

De additionele complexiteit van het mechanisme wordt mede veroorzaakt door de vorming van asymmetrische C-atomen. Hierdoor speelt stereoselectiviteit in vervolg stappen een belangrijke rol. Er kunnen al vier intermediären gevormd worden na de eerste twee reacties met het CYP-enzym. Het is vooral het reactieve intermediair (+) anti benzo[a]pyreen-7,8-dihydrodiol-9,10-epoxide dat een covalente binding kan vormen met cellulair DNA. Hoewel het gevormde epoxide door glutathione onschadelijk gemaakt wordt, zal een deel zich covalent aan het DNA kunnen binden. De afgelopen jaren zijn er ook enkele alternatieve mechanismen opgekomen zoals het radicaal-cation, het chinon en benzyliche oxidatie voor de verschillende PAK verbindingen. Hun mogelijke bijdrage of belang is nog niet bekend.

De verschillende gevormde metabolieten in humaan weefsel zijn vrijwel identiek aan die van andere eukaryoten. Dit toont aan dat dezelfde enzymen in beide type cellen actief zijn in het metabolisme. Dit is uitgebreid onderzocht voor benzo[a]pyreen door experimenten met gecultiveerde cellijnen. Andere PAK, zoals benzo(a)anthraceen, laten echter wel verschillen in metabolieten zien bij verschillende organismen. Voor uitgebreide informatie zie het IPCS review¹

Bijlage 2 Classificatie van PAK

De wetenschappelijke literatuur vermeldt verscheidene onderzoeken waarbij het relateren van de effecten van een mengsel van PAK met zijn afzonderlijke PAK wordt beschreven. Zo'n vergelijking is bekend uit het dioxine onderzoek. Uitgangspunt is dat alle stoffen uit een klasse op dezelfde manier het effect bepalen. In deze onderzoeken relateert men dan de effecten van de onderzochte PAK met die van de belangrijkste PAK. In de praktijk blijkt dit vrijwel altijd Benzo[a]pyreen te zijn en is het dus standaard geworden om Benzo[a]pyreen als uitgangstof te kiezen in deze beoordelingen. Als men deze Toxische Equivalenten Factoren heeft vastgesteld dan kan men door slechts de concentratie van de afzonderlijke stoffen in het mengsel te bepalen de toxiciteit van het mengsel bepalen.

De verschillende schema's laten verschillende resultaten zien. Hierdoor is er nog geen overeenstemming welk schema het meest relevant is voor het bepalen van humane risico's van PAK. Bovendien blijken mengsels van PAK en vehikels aangebracht op de huid van proefdieren de carcinogene effecten aanzienlijk te kunnen beïnvloeden⁵³. Hierdoor wordt het extra lastig om de effecten van PAK-mengsels goed te beoordelen. Juist omdat er momenteel geen eenduidige lijst van relatieve potenties van individuele PAK bestaat wordt in de risicobeoordeling van internationale organisaties deze equivalenten dan ook (nog) niet toegepast. Ook de EU-RAR van steenkoolteer bevat om deze reden nog geen humane risicobeoordeling.

Een overzicht van verschillende waarden is gegeven in tabel B3.1.

Tabel B2.1 Overzicht van Toxische Equivalentie Factoren voor PAK (bron IPCS Tabel A1.9)

	Bronnen						
	1	2	3	4	5	6	7
Naftaleen		0,001	0,001				
Anthraceen		0,01	0,01	0,01			
Fenanthreen		0,001	0,001	0			0,00064
Fluorantheen		0,001	0,001	0,01			
Benzo[a]anthraceen	0,145	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,014
Chryseen	0,0044	0,01	0,01	0,01	0,001	0,1	0,026
Benzo[k]fluorantheen	0,061	0,1	0,1	0,1	0,01	0,1	0,037
Benzo[a]pyreen	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
benzo[ghi]peryleen	0,022	0,01	0,01	0,01			0,012
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,232	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,067

Andere toxiciteitswaarden voor aquatische organismen zijn afgeleid van de zogenaamde EROD-activiteit⁵⁴. De EROD-activiteit is ook gebruikt om Toxische Equivalente Factoren af te leiden voor dioxinen en de inductie van PAK kan dus vergeleken en uitgedrukt worden in veel gebruikte TEFs ten opzichte van TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxine). Tabel B3.2 geeft een overzicht van gemeten EROD-activiteit bij cellijnen uit waterorganismen. Ook hier geldt dat zelfs de relatieve resultaten niet éénduidig zijn en dat het dus nog te vroeg is om toxische equivalenten factoren vast te stellen en daarmee

⁵³ Warshawsky, D et al., Factors affecting carcinogenic potential of mixtures, Fund Appl Toxicol, 1993, 20, 376-382.

⁵⁴ De inductie van het enzym 7-ethoxyresorufin-o-deethylase (EROD), waarbij resofurin gevormd wordt, in de ecotoxicologie op een aantal manieren gebruikt kan worden. Bij de mens en in vissen is EROD in elk geval een katalytische maat voor het belangrijke cytochroom P4501A. De Aryl-waterstof receptor (ArH) is betrokken bij de inductie van cytochroom P4501A in vissen.

een instrument in handen te hebben om bij concentratiebepalingen direct iets te zeggen over de ecotoxiciteit van het PAK mengsel.

Tabel B2.2 EROD activiteit voor de 10 PAK van VROM

EC ₅₀ EROD activiteit				
	epithelium van forelkieuwen ⁵⁵	Fish hepatoma cellijn ⁵⁶	Forel lever cellijn ⁵⁷	Benzo[a]pyreen-TEF
Naftaleen		No induction		
Anthraceen		No induction		
Fenanthreen		No induction		
Fluorantheen		No induction		
Benzo[a]anthraceen		1,90E-06	2,03E-07	0,14
Chryseen		3,40E-7M	1,82E-07	0,16
Benzo[k]fluorantheen	5,4E-9 M	33E-9M	8,28E-09	3,44
Benzo[a]pyreen		20E-8M	2,85E-08	1,0
benzo[ghi]perylene		No induction		
Indeno[1,2,3-cd]pyreen			3,10E-08	0,92

Zoals gezegd worden in huidige risicobeoordeling van internationale organisaties andere systemen toegepast. De meeste van de studies genoemd in §5.4 zijn van belang in het kader van de Europese regelgeving op het gebied van gevaarlijke stoffen. Stoffen met een specifiek gevaar kunnen een R-zin krijgen. Carcinogeniteit, Mutageniteit en Reprotoxiteit van een stof kan voorkomen in de klasse 1, 2 en 3, waarbij 1 bewezen is voor de mens, 2 hoogst waarschijnlijk voor de mens, zeker bij dierproeven en 3 er zijn aanwijzingen uit dierproeven dat er een effect zou kunnen optreden (classificatiesysteem IARC). De EPA heeft een overeenkomstig classificatiesysteem. Die loopt van A – E, waarbij klasse E staat voor positief bewijs uit dierproeven dat de stof op dit moment niet carcinogeen is voor mensen. De volgende tabel laat de resultaten zien van mutageniteits- en carcinogeniteitstesten zoals weergegeven in de review van de IPCS, de classificaties bij de IARC en de EPA en de overeenkomstige EU R-zinen die aan de desbetreffende PAK is toegekend voor de 10 PAK van VROM.

Tabel B2.3 Carcinogeniteits en genotoxiciteitsevaluatie

	Genotoxiciteit	Carcinogeniteit	IARC	EPA	EU Risico zin
Naftaleen	Negatief	Onduidelijk		D/C	R: 22-40-50/53
Anthraceen	Negatief	Negatief	3	D	
Fenanthreen	Onduidelijk	Onduidelijk	3	D	
Fluorantheen	Positief	(Positief)	3	D	
Benzo[a]anthraceen	Positief	Positief	2A	B2	R: 45-50/53
Chryseen	Positief	Positief	3	B2	R: 45-68-50/53
Benzo[k]fluorantheen	Positief	Positief	2B	B2	R: 45-50/53
Benzo[a]pyreen	Positief	Positief	2A	B2	R: 45-46-60-61-43-50/53
benzo[ghi]perylene	Positief	Negatief	3	D	

⁵⁵ C. Carlsson en P. Part, 7-EROD induction in rainbow trout gill epithelium cultured on permeable supports: asymmetrical distribution of substrate metabolites, Aquatic Toxicol 54, 2001, 29-38

⁵⁶ K. Fent, R. Bätcher, CytochromeP4501A Induction potencies of polycyclic aromatic hydrocarbons in a fish hepatoma Cell line: Demonstration of additive interactions, Environ Toxicol Chem, 2000, 19, 2047-2058

⁵⁷ N.C. Bols, K. Schirmer, E.M. Joyce, D.G. Dixon, B.M. Grenberg and J.J. white, Ability of PAHs to induce EROD Activity in a trout liver cell line, Ecotox environ Safety, 44, 1999, 118-129

Indeno[1,2,3-cd]pyreen	Positief	Positief		B2	
------------------------	----------	----------	--	----	--

Binnen de EU wordt R45 toegekend aan een stof die carcinogeen is van de eerste of tweede categorie, R46 voor mutageniteit van de eerste of tweede categorie, R40 voor een carcinogene stof van de 3^{de} categorie, R68 voor een mutagene stof van de derde categorie, R60 en 61 voor een reprotoxische stof van de 1^{ste} of 2^{de} categorie, R43 voor een allergene stof, R22 voor een stof die schadelijk is bij inhalering(?). R50/53 staat voor een milieurisico; de stof is zeer giftig voor waterorganismen en breekt niet gemakkelijk af of bioaccumuleert in water-organismen. (R-zinnen omschrijven). De exacte uitwerking van deze R-zinnen wordt beschreven in de EU richtlijn voor gevaarlijke stoffen (67/548/EEG). Positieve testen voor carcinogeniteit en mutageniteit geven nog niet automatisch een R-zin. Er is nog een aantal andere criteria waar de stof aan moet voldoen om bijvoorbeeld als R45 ingedeeld te moeten worden.

Een relatief onbekende PAK, dibenzo(a,l) pyreen, draagt waarschijnlijk sterk bij aan het carcinogene effect, zo suggereren enkele recente onderzoeken. Proefdiergegevens suggereren dat deze PAK tot zelfs 100 keer potenter kan zijn dan benzo[a]pyreen.

Additioneel onderzoek naar aanleiding van de koolteerstudie van Culp et al. (1998) wijst erop dat de longtumoren die werden waargenomen in deze studie toegeschreven moeten worden aan één specifieke PAK, namelijk benzo[c]fluorantheen. Dit is belangrijk omdat dit lijkt te suggereren dat benzo[a]pyreen een minder betrouwbare indicator is voor de werking van het totale mengsel dan eerder gedacht.

Bijlage 3 Overzicht van recente aquatische toxiciteitsdata (>1995)

Substan	Organism/process	substan ce Anal	test	test water	pH	UV-source	Exp- time (d)	Criterion	Ecotox endpoint considered	Result test (mg/L)	Remarks	Ref
FLU	Macoman lilana juvenile	Y	S	sea water		SSR (1h)	96 h	EC50	rebury abiliy	46	ED50 (ug/g dw) = 2300	Ahrens 2002
FLU	Macoman lilana juvenile	Y	S	sea water		No UV exp	96 h	EC50	rebury abiliy	153	ED50 (ug/g dw) = 700	Ahrens 2002
	Muinia Lateralis juvenile					SSR (64h)	96	EC50	rebury abiliy	1,8	ED50 (ug/g dw) = 1.8	Pelletier 1997
	Muinia Lateralis juvenile					No UV exp	96	EC50	rebury abiliy	3310		Pelletier 1997
	Muinia Lateralis embryo					SSR (32h)	48	EC50		1,1	ED50 (ug/g dw) = 66	Pelletier 1997
	Muinia Lateralis embryo					No UV exp	48	EC50		55,8		Pelletier 1997
	Utterbackia imbecillis (glochida)					SSR (24h)	28	EC50		2,5	ED50 (ug/g dw) = 7.0	Weinstein 2001
	Utterbackia imbecillis (glochida)					SSR (16h)	20	EC50		4,1	ED50 (ug/g dw) = 11.7	Weinstein 2001
	Utterbackia imbecillis (glochida)					SSR (8h)	12	EC50		5,6	ED50 (ug/g dw) = 14.8	Weinstein 2001
	Utterbackia imbecillis (glochida)					No UV exp	28	EC50		>111		Weinstein 2001
	Utterbackia imbecillis (glochida)					No UV exp	20	EC50		>111		Weinstein 2001
	Utterbackia imbecillis (glochida)					No UV exp	12	EC50		>111		Weinstein 2001
PHE	Photobacterium Phosphoreum	y	S	2% saline	7,1	dark	15m	EC50	ligt emission red	530		McConkey
PHE	Photobacterium Phosphoreum	y	S	2% saline	7,1	SSR (15m)	15m	EC50		530		McConkey
PHEQ	Photobacterium Phosphoreum	y	S	2% saline	7,1	dark	15m	EC50	ligt emission red	102		McConkey
PHEQ	Photobacterium Phosphoreum	y	S	2% saline	7,1	SSR (15m)	15m	EC50		93		McConkey
PHE	Duckweed	y	S	2% saline	7,1	Visible light	15m	EC50	ligt emission red	>5000		McConkey
PHE	Duckweed	y	S	2% saline	7,1	SSR (15m)	15m	EC50		3480		McConkey
PHEQ	Duckweed	y	S	2% saline	7,1	Visible light	15m	EC50	ligt emission red	530		McConkey
PHEQ	Duckweed	y	S	2% saline	7,1	SSR (15m)	15m	EC50		570		McConkey
FLU	Rhepoxynius abronius	Y	R	seawater		SSr (1h)	4	LC50	mortality	14		Boese et al.1997
	Eohaustorius estuarius	Y	R	seawater		SSr (1h)	4	LC50	mortality	66		Boese et al.1997
	Leptocheiros plumulosus	Y	R	seawater		SSr (1h)	4	LC50	mortality	69		Boese et al.1997
	Grandidierella japonica	Y	R	seawater		SSr (1h)	4	LC50	mortality	26		Boese et al.1997
	Corophium insidiosum	Y	R	seawater		SSr (1h)	4	LC50	mortality	32		Boese et al.1997
	Excirrolana Vancouverensis	Y	R	seawater		SSr (1h)	4	LC50	mortality	>70		Boese et al.1997

FLU	Emerita Analoga	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	mortality	74	Boese et al.1997
	Rhepoxynius abronius	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	>70	Boese et al.1997
	Eohaustorius estuarius	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	>70	Boese et al.1997
	Leptocheiros plumulosus	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	>98	Boese et al.1997
	Grandidierella japonica	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	36	Boese et al.1997
	Corophium insidiosum	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	85	Boese et al.1997
	Exciorolana Vancouverensis	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	>70	Boese et al.1997
FLU	Emerita Analoga	Y	R	seawater	dark	4	LC50	mortality	74	Boese et al.1997
	Rhepoxynius abronius	Y	R	seawater	dark	4	EC50	rebury ability	63	Boese et al.1997
	Eohaustorius estuarius	Y	R	seawater	dark	4	LC50	rebury ability	>70	Boese et al.1997
	Leptocheiros plumulosus	Y	R	seawater	dark	4	LC50	rebury ability	51	Boese et al.1997
	Grandidierella japonica	Y	R	seawater	dark	4	LC50	rebury ability	27	Boese et al.1997
	Corophium insidiosum	Y	R	seawater	dark	4	LC50	rebury ability	54	Boese et al.1997
	Exciorolana Vancouverensis	Y	R	seawater	dark	4	LC50	rebury ability	>70	Boese et al.1997
FLU	Emerita Analoga	Y	R	seawater	dark	4	LC50	rebury ability	74	Boese et al.1997
	Rhepoxynius abronius	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	EC50	rebury ability	<5	Boese et al.1997
	Eohaustorius estuarius	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	rebury ability	7	Boese et al.1997
	Leptocheiros plumulosus	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	rebury ability	20	Boese et al.1997
	Grandidierella japonica	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	rebury ability	19	Boese et al.1997
	Corophium insidiosum	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	rebury ability	20	Boese et al.1997
	Exciorolana Vancouverensis	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	rebury ability	>70	Boese et al.1997
Benzo[a]	Emerita Analoga	Y	R	seawater	SSr (1h)	4	LC50	rebury ability	73	Boese et al.1997
	pyreen	Y	S	water	dark	24h	EC50	immobility	40	Wnrersson and Dave 1997
Benzo[a]	pyreen	Y	S	water	SSR	2h	EC50	immobility	8,6	Wnrersson and Dave 1997
	FLU	Y	S	water	dark	24h	EC50	immobility	196	Wnrersson and Dave 1997
FLU	Dapnia Magna	Y	S	water	SSR	2h	EC50	immobility	35	Wnrersson and Dave 1997
Pyreen	Dapnia Magna	Y	S	water	dark	24h	EC50	immobility	>1024	Wnrersson and Dave 1997
Pyreen	Dapnia Magna	Y	S	water	SSR	2h	EC50	immobility	5,7	Wnrersson and Dave 1997

Fluoranth						Vita+black			avoidance			
een	Fathead Minnows	Y	CF	water	7,42	lights	15 m	NOEC	behaviour	8,6		Farr et al. 1995

Bijlage 4 Overzicht van recente terrestrische toxiciteitsdata (>1995)

Substance	Organism/process	Soil type	pH	% oc	% clay	T	Exp-time	Criterion	Ecotox endpoint considered	Result test soil(mg/kg dw)	Result test soil(mg/kg dw)	Remarks	Ref
Benzo[a]pyrene	basal respiration	sand/sandy soil/silty /loamy	5.5/5.8/ 6.1/5.4	1/2.3/1.7/ 3.3	3.6/8.2/14. 6/31.6			EC50			> 128 (nominal concentration)	ISO 17155	Hund-Rinke 2005
	Micro organism SIR	sand	5.5	1	3.6			EC50			> 128 (nominal concentration)	ISO 17155	
	Pot. Ammonium oxidation	sand	5.5	1	3.6			EC50	Reproduction		> 128 (nominal concentration)	ISO 15685	
	Folsomia Candida	sand	5.5	1	3.6			EC50	Reproduction		> 128 (nominal concentration)	ISO 11267	
	Eiesenia fetida	sand	5.5	1	3.6			EC50	Reproduction		> 128 (nominal concentration)	ISO 11268-2	
	Brassica Rapa	sand	5.5	1	3.6			EC50	bio mass		> 512 (nominal concentration)	ISO 11269-2	
	Avena Sativa	sand	5.5	1	3.6			EC50	Bio mass		> 512 (nominal concentration)	ISO 11269-2	
pyrene	Folsomia fimetaria	sandy loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		53		Sverdrup 2001
Fluoranthene	Folsomia fimetaria	sandy loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		81		
Phenanthrene	Folsomia fimetaria	sandy loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		41		
Fluorene	Folsomia fimetaria	sandy loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		39		
pyrene	Folsomia fimetaria	sandy loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		13		

		sandy									
Fluorantheen	Folsomia fimetaria	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		47
		sandy									
Phenatreen	Folsomia fimetaria	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		21
		sandy									
Fluoreen	Folsomia fimetaria	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		14
		sandy									
pyreen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		18
		sandy									
Fluorantheen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		38
		sandy									
Phenatreen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		34
		sandy									
Fluoreen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Reproduction		27
		sandy									
pyreen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		> 2300
		sandy									
Fluorantheen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		> 2500
		sandy									
Phenatreen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		> 2000
		sandy									
Fluoreen	Enchytraeus crypticus	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	LC50	lethality		1600
		sandy									
pyreen	Eisenia Veneta	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	growth		29
		sandy									
Fluorantheen	Eisenia Veneta	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	growth		98

Sverdrup 2002 A

Sverdrup 2002 B

Phenanthrene	Eisenia Veneta	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	growth	31
		loam									
Fluorene	Eisenia Veneta	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	growth	28
		loam									
pyrene	Eisenia Veneta	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	EC10	growth	38
		loam									
Fluoranthene	Eisenia Veneta	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	EC10	growth	113
		loam									
Phenanthrene	Eisenia Veneta	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	EC10	growth	25
		loam									
Fluorene	Eisenia Veneta	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	EC10	growth	31
		loam									
pyrene	Inoculum from original	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Nitrification	79
	soil	loam									
Fluoranthene	Inoculum from original	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Nitrification	24
	soil	loam									
Phenanthrene	Inoculum from original	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Nitrification	26
	soil	loam									
Fluorene	Inoculum from original	sandy	loam	6.2	1.6	13	20	21 d	NOEC	Nitrification	72
	soil	loam									

Sverdrup 2002C

Bijlage 5 Huidige milieukwaliteitsnormen

Tabel B5.1 Milieukwaliteitsnormen bodem

	Niet-wettelijke MKN		Wetenschappelijk RN			
	streefwaarde	interventiewaarde	MTR	ER	MTR nieuw	ER
Naftaleen			0,14	40	0,12	17
Anthraceen			0,12	40	0,039	1,6
Fenanthreen			0,51	40	3,3	31
Fluorantheen			2,6	40	1	260
Benzo[a]anthraceen			0,25	40	0,025	2,5
Chryseen			11	40	8,1	35
Benzo[k]fluorantheen			2,4	40	0,38	38
Benzo[a]pyreen			0,26	40	0,052	7
benzo[ghi]peryleen			8	40	0,57	33
Indeno[1,2,3-cd]pyreen			6	40	0,031	1,9
PAK 10 van VROM	1	40				

MKN: milieukwaliteitsnorm (mg/kg d.s.)

RN: Wetenschappelijk Risiconiveau (mg/kg d.s.)

De waarden hebben betrekking op een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum.

Tabel B5.2 Milieukwaliteitsnormen sediment

	Niet-wettelijke MKN					Wetenschappelijk RN	
	streefwaarde	MTR	Grenswaarde	Toetsingswaarde	Interventiewaarde	MTR	ER
Naftaleen	0,001	0,1	0,015			0,12	17
Anthraceen	0,001	0,1	0,05			0,039	1,6
Fenanthreen	0,005	0,5	0,05			3,3	31
Fluorantheen	0,03	3	0,3			1	260
Benzo[a]anthraceen	0,003	0,4	0,05			0,025	2,5
Chryseen	0,1	11	0,05			8,1	35
Benzo[k]fluorantheen	0,02	2	0,2			0,38	38

Benzo[a]pyreen	0,003	3	0,05			0,052	7
benzo[ghi]peryleen	0,08	8	0,05			0,57	33
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,06	6	0,05			0,031	1,9
PAK 10 van VROM	1		1	10	40		

MKN: milieukwaliteitsnorm (mg/kg d.s.)

RN: Wetenschappelijk Risiconiveau (mg/kg d.s.)

De waarden hebben betrekking op een sediment met 10% organische stof en 25% lutum.

Tabel B5.3 Milieukwaliteitsnormen oppervlaktewater

	Wettelijke MKN		Niet-wettelijke MKN		Wetenschappelijk RN	
	Totaal	Zwevend stof	Streefwaarde totaal	MTR opgelost	MTR opgelost	ER opgelost
Naftaleen	1,2	0,2	0,01	1,2	2,1	290
Anthraceen	0,08	0,2	0,0008	0,07	0,034	1,4
Fenanthreen	0,3	1	0,003	0,3	3,2	30
Fluorantheen	0,5	6	0,005	0,3	0,12	30
Benzo[a]anthraceen	0,03	0,8	0,0003	0,01	0,01	1
Chryseen	0,9	22	0,009	0,3	0,28	1,2
Benzo[k]fluorantheen	0,2	4	0,002	0,04	0,0036	0,36
Benzo[a]pyreen	0,2	6	0,002	0,05	0,005	0,72
benzo[ghi]peryleen	0,5	16	0,005	0,03	0,0031	0,18
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,4	12	0,004	0,04	0,00061	0,036
PAK 10 van VROM						

MKN: milieukwaliteitsnorm (zwevend stof in mg/kg d.s., overige in µg/l)

RN: Wetenschappelijk Risiconiveau (µg/l)

De getalswaarden voor de totale concentratie in water gelden voor een zwevende stof concentratie van 30 mg/l. De getalswaarden voor de totale concentratie in water en voor zwevend stof zijn gebaseerd op een standaard samenstelling van zwevende stof van 20% organische stof en 40% lutum.

Tabel B5.4 Milieukwaliteitsnormen grondwater

	Niet-wettelijke MKN		Wetenschappelijk RN	
	Streefwaarde	Interventiewaarde	MTR	ER
Naftaleen	0,01	70		290
Anthraceen	0,0007	5		1,4
Fenanthreen	0,003	5		30
Fluorantheen	0,003	1		30
Benzo[a]anthraceen	0,0001	0,5		1
Chryseen	0,003	0,2		1,2
Benzo[k]fluorantheen	0,0004	0,05		0,36
Benzo[a]pyreen	0,0005	0,05		0,72
benzo[ghi]peryleen	0,0003	0,05		0,18
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,0004	0,05		0,036
PAK 10 van VROM				

MKN: milieukwaliteitsnorm (µg/l)

RN: Wetenschappelijk Risiconiveau (µg/l)

Alle waarden hebben betrekking op de opgeloste fractie.

Bijlage 6 Toelichting foto-oxidatie en foto-toxiciteit

Chemische (foto)oxidatie treedt op in de lucht en in water dat blootgesteld kan worden aan zonlicht.

Organismen, die geen weerstand tegen deze effecten hebben kunnen opbouwen, zijn met name gevoelig voor deze effecten. Chemische foto-oxidatie treedt op wanneer de moleculen van de stof licht kunnen adsorberen waardoor zij in een reactievere, aangeslagen, toestand komen.

Het algemene mechanisme voor foto-oxidatie is dat licht alleen een singlet-singlet overgang toestaat en dat het aangeslagen singlet molecuul dan terug valt naar zijn aangeslagen triplet toestand. Deze toestand is aanzienlijk stabielere dan de aangeslagen singlet toestand.

Van uit zijn aangeslagen triplet toestand zijn een groot aantal mogelijkheden te onderscheiden: 1) de stof zelf valt uiteen in een reactieproduct, 2) het aangeslagen molecuul reageert met een andere stof uit zijn omgeving, meestal zuurstof of het hydroxide radicaal en 3) het aangeslagen molecuul valt terug naar zijn grondtoestand en geeft daarbij zijn activiteit over aan een ander deeltje. Het molecuul kan dan weer opnieuw deze cyclus doorlopen en is in dat opzicht dus een soort fotokatalysator. Zeer bekend hierbij is de vorming van singlet zuurstof via mechanisme 2. Het singlet zuurstof kan echter ook reageren met de PAK zelf. Proces 3 wordt fotosensibilisering genoemd en proces 2 wordt foto-oxidatie genomen.

Er is de afgelopen periode vooral aandacht geweest voor de invloed van licht op waterorganismen. Naast de vorming van metabolieten in hogere organismen kunnen PAK goed reageren onder invloed van UV-licht en zuurstof of het hydroxyradicaal.

Van belang voor het vergelijken van de uitkomsten is of er gecorrigeerd wordt voor het effect van de stof en de lichtbron. Hiervoor wordt meestal de quantumopbrengst, Φ , gebruikt. Het UV-spectrum van het licht dient op het absorptiespectrum van de PAK gelegd te worden. Het resulterende oppervlak wordt geïntegreerd. De geïntegreerde adsorptiewaarde, J (norm), wordt voor een aantal PAK en een type licht in tabel B6.1 gegeven (ref. Schirmer, 1998).

Tabel B6.1 Overzicht van J en Φ voor verschillende PAK voor de lichtbron

	J (norm)	Φ_b
Naftaleen	0,023	0,80
Anthraceen	0,60c	0,334
Fenanthreen	0,049	0,80
Fluorantheen	0,476	0,60
Benzo[a]Anthraceen	0,390	0,80
Chryseen	0,191	0,67
Benzo[k]fluorantheen	0,687	d.n.a.
Benzo[a]pyreen	1,000	0,40
Benzo[g,h,i]perylene	0,788	0,60
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,874	d.n.a.

- J (norm)_Absorption of UV radiation by the PAH, normalized for Benzo[a]pyreen.
- Φ_b quantum yield of triplet-state formation; values were obtained from available literature

De PAK uit tabel B6.1 worden gebruikt voor een experiment om de fotocytotoxiciteit van een cellijn van een forelkieuw te onderzoeken⁵⁸. De meeste PAK vertoonden een fotocytotoxisch karakter. Als eindpunt van het fotocytotoxisch karakter werden een 3 verschillende fluorescerende kleurstoffen gebruikt voor metabolische activiteit, celmembraan integriteit en lysosoom membraan integriteit. Auteurs vergeleken de relatieve sterkte van de fotoactiviteit ten opzichte van fluorantheen (FEFs) en de relatieve milieupotentie

⁵⁸ K. Schirmer, A.G.J. Chan, B.M. Greenberg, D.G. Dixon, N.C. Bols, Ability of 16 priority PAHs to be photocytotoxic to a cell line from the rainbow trout gill.

van de verschillende PAK door de activiteit te koppelen aan de wateroplosbaarheid van de PAK (PEPP). De resultaten zijn weergegeven in tabel B6.2

Tabel B6.2 Relatieve fotocytotoxische potentie van PAK t.o.v. fluorantheen

	W.S. (nM) ¹	EC ₅₀ (nM)	PEPP ²	FEF ³
Naftaleen	240 E03	geen	n.a.	n.a.
Anthraceen	409	49	0,593	1,898
Fenanthreen	7.000	54 E03	0,009	0,001
Fluorantheen	1.285	93	1,000	1,000
Benzo[a]anthraceen	48	28	0,121	3,321
Chryseen	13	geen	n.a.	n.a.
Benzo[k]fluorantheen	3,0	184	0,001	0,505
Benzo[a]pyreen	16	11	0,107	8,454
Benzo[g,h,i]perylene	20	12	0,121	7,750
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,7	176	2,8 E-04	0,528

¹ Water solubility in nanoMolair, ² Potential Environmental Photocytotoxic Potency ($[W.S./EC_{50(PAH)}]/[W.S./EC_{50(fluorantheen)}]$), ³ fluoranthene equivalent factor ($EC_{50(fluorantheen)}/EC_{50(PAH)}$)

De auteurs van bovengenoemde onderzoek suggereerden dat het fototoxische mechanisme een algemene beschadiging is van het membraan. Er ligt dus een algemeen maar verschillend mechanisme aan ten grondslag voor de cytotoxiciteit en de fotocytotoxiciteit. De auteurs suggereerden dat dit door de vorming van reactieve zuurstofdeeltjes zou kunnen omdat de PAK die fototoxisch zijn deze deeltjes kunnen vormen. Dat het lysosoom gevoeliger was voor de effecten van de PAK ontstaat doordat zich hier meer PAK ophoopt dan in de andere onderzochte delen (celmembraan en mitochondriën). Slechts twee van de 16 PAK zouden fotocytotoxisch gezien een wezenlijke invloed uitoefenen op de vis vanwege de wateroplosbaarheid van deze PAK, te weten pyreen en fluorantheen (zie tabel B6.2 PEPP kolom). Anthraceen heeft ongeveer een 2 keer zo lagere invloed en benzo[a]anthraceen en benzo[a]pyreen een 8-10 keer lagere. De overige PAK hebben een minimale invloed. Merk hierbij op dat 4 van de 5 stoffen deel uit maken van 10 PAK van VROM. Het feit dat fluorantheen vaak gebruikt wordt in dit type experimenten komt hier ook mee overeen.

Het feit dat fenanthreen hier niet bij staat is waarschijnlijk de oorzaak van het verschil in fototoxiciteit van deze stof op de bacterie, photobacterium phosphoreum en op eendekroos⁵⁹. Hier werd het verschil in fototoxiciteit van de bacterie veroorzaakt door het eerste oxidatieproduct, 9-10-Fenanthreenchinon. Deze stabiele metaboliet heeft een chinon-achtige structuur en kan daardoor interfereren met aanwezige redox-koppels in het organisme.

Dat fototoxiciteit niet veroorzaakt wordt door het opgeloste fluorantheen in het water maar door het opgenomen fluorantheen in het organisme werd aangetoond door de organismen eerst aan het fluorantheen in het donker bloot te stellen gevolgd door blootstelling aan het licht in een zuivere water oplossing⁶⁰.

⁵⁹ B. J. McConkey, C.L. Duxbury, D.G. Dixon, B.M. Greenberg, Toxicity of a PAH photooxidation product to the bacteria Photobacterium Phosphoreum and the duckweed Lemna Gibba: Effects of Phenanthrene and its primary photoproduct, Phenanthrenequinone, Environ Toxic Chem, 5, 1997, 892-899

⁶⁰ B.L. Boese, J.O. Lamberson, R.C. Swartz, R.J. Ozretich, Photoinduced Toxicity of Fluoranthene to seven Marine Benthic Crustaceans, Arch. Of Environ Contam Toxicol, 32, 1997, 389-393.

Bijlage 7 Gedrag van PAK in het milieu: veldexperimenten

Onderzoek van het gedrag van PAK in de bodem in veldsituaties zijn schaars. Recent is een veldexperiment beschreven waarbij men het gedrag van PAK uit slib naar het gras van een graasweide voor koeien heeft beschreven⁶¹. Aardig hierbij was dat men een gedeelte van de weide een periode heeft afgeschermd van de lucht zodat de uitspoeling van de PAK door regen kon verdisconteren in het resultaat. Ook mat men de PAK concentratie in de lucht (zowel damp als aan deeltjes). De waargenomen afname werd uitgezet als de hoeveelheid PAK per oppervlakte eenheid omdat dit het effect van groeiverdunning uitsluit. De halfwaardetijden die men hieruit verkreeg geven dan allen de invloed van de verschillende fysische en chemische verwijderingprocessen van PAK uit de weide weer. De halfwaarde tijden namen toe van 1.4 dag voor naftaleen tot ongeveer 7 dagen voor benzo[a]anthraceen waarna voor de hogere PAK de halfwaardetijd constant bleef op ongeveer 8 dagen waarbij het weer vrij spel had. Zo te zien loogden de PAK vrij snel uit het slib. Hieruit concludeerden de auteurs dat het milieugedrag van deze hogere PAK niet meer afhankelijk zijn van hun fysisch-chemische eigenschappen maar van door de aanwezige grond deeltjes bepaald werd. Onder droge omstandigheden is het beslist niet uitgesloten dat een redelijke hoeveelheid van de hogere PAK (ongeveer 25%) na drie weken nog aanwezig is in het grasland. Deze PAK kunnen dan via grazen in de voedselketen terechtkomen.

Veldonderzoek naar de beschikbaarheid van PAK in de bodem concentreert zich voornamelijk op verontreinigde bodems of sediment door een economische activiteit. Een groot onderzoek uitgevoerd in de jaren 90 in Noord-Holland van de opname van PAK uit de bodem verspreid door een hoogovenfabriek voor een aantal isopods en aardwormen geeft de volgende resultaten⁶². Het onderzoek richtte zich op 3 typen isopods (pissebedachtigen) en op de aardworm *Lumbricus rubellus*. Concentraties van de gemeten PAK waren in deze organismen boven de achtergrond concentraties binnen 2 km van de fabriek. Voor de aardworm was de achtergrond concentratie nog niet bereikt voor de minst vluchtige PAK binnen 7 km van de emissiebron, terwijl voor fluorantheen de achtergrond concentratie al bereikt na 2 km en voor pyreen, chryseen en benzo(b)fluorantheen na ongeveer 4 km.

De biota-grond accumulatie factor (BSAF) voor verschillende typen bodem en organismen werden bepaald. Voor alle PAK en bij alle organismen bedroeg deze ongeveer 0,02 DW/FW (dry weight/fresh weight). Hoewel auteurs verschillen in BSAF-waarden beargumenteerden, is het nog maar de vraag of deze significant zijn gezien de vermelde experimentele standaard deviaties. Het is onduidelijk (en dus jammer) of deze standaard deviaties met name bepaald wordt door de locatie-variantie of door monstervariantie binnen de locatie. Normalisering van de BSAF op het organisch stof gehalte en het vetgehalte gaf wel grotere verschillen te zien. De hoogste BSAF-waarden (ongeveer 0,50) werden gevonden voor organisch afval en de laagste (ongeveer 0,05) voor humus en minerale grond. Dit komt redelijk overeen met eerder gerapporteerde waarden.

Volgens het evenwichtspartitietheorema (EPT) moeten deze verschillen verdwijnen na normalisatie. Dit kwam redelijk overeen met het worm-grond systeem. Afwijking van het evenwichtmodel worden dus veroorzaakt door een afwijking van het evenwichtssysteem. Auteurs suggereerden dat de op-respectievelijk afname snelheid van de PAK tussen het organisch afval en de waterfilm zo snel varieert dat evenwicht niet bereikt wordt. Het zijn met name de twee bodem fracties met het hoogste organisch stof

⁶¹ K.E.C. Smith, M. Green, G.O. Thomas and K.C. Jones, Behaviour of sewage sludge-derived PAHs on pasture.

⁶² T.C. van Brummelen, R.a. Verweij, S.A. Wedzinga en C.a.M. van Gestel, PAHs in Earthworms and Isopoda from contaminated soils, Chemosphere, 32, 1996, 315-341.

gehalte die beduidend hogere genormaliseerde BSAF-waarden geven dan de twee fracties met lagere organisch stof gehalte.

De gemelde negatieve correlatie tussen de log BSAF en de log K_{ow} van de PAK is echter niet statistisch significant omdat de vermelde log BSAF-waarden zelf niet statistisch significant van elkaar verschillen. Het artikel bevat een cluster analyse van de gevonden PAK in de verschillende organismen. Er waren duidelijk vier cluster te onderscheiden vergeleken met het totale gemiddelde. Dichtbij de hoogoven kwam de cluster overeen met het profiel van verkeerswegen en dus in de luchtdeeltjes. Een tweede cluster kwam overeen met die van het humus en minerale grond, een derde met die van landbouw- en bosgrond en een vierde met die van het organisch afval.

Bij een bioaccumulatie experiment van 4 gespikete PAK aan een standaardbodem met de worm *Eisenia andrei* werd waargenomen dat de BSAF-waarden een maximum vertoonde na ongeveer 5 dagen en daarna weer afnam⁶³. Auteurs namen hierbij aan dat er biodegradatie op ging treden omdat langzame diffusie van de PAK op het sediment naar moeilijker toegankelijker gedeelten in deze tijdsperiode niet waarschijnlijk werd geacht. Door deze aanname konden zij zowel de biodegradatie snelheid, de BSAF waarden en de log K_{oc} van de verschillende PAK bepalen. Resultaten zijn vermeld in tabel B7.1.

Tabel B7.1 Experimenteel bepaalde bioconcentratiewaarden van enkele PAK

	Fenantreen	Pyreen	Fluorantheen	Benzo[a]pyreen
Log K _{oc} (l/kg)	4.20	4.93	4.79	5.54
DT50 (d)	4.1	91	NS	164
Lag phase (d)	5	0		5
BSAF (kg oc/kg lip)	7.3	3.9	8.2	2.4
Log BCF (l/kg)	3.9	3.5	3.6	4.0

De concentratie van de PAK in het organisme bereikte geen evenwicht door de concurrentie van de verschillende processen. Daardoor dienen de BCF-waarden afgeleid te worden van de kinetische componenten (de verhouding van de opnamesnelheid en de depuratiesnelheid).

Een analoog experiment als hierboven maar dan met verontreinigde grond laat ongeveer hetzelfde patroon zien, hoewel de auteurs niet de conclusie verbinden dat er mogelijkwerwijze biodegradatie is opgetreden⁶⁴. De waargenomen BSAF voor de verschillende PAK varieerden hier tussen de 0,06 en 0,12 oc/kg lip) (waarden omgezet van gerapporteerde waarden in OM naar OC). Het is uit de diagrammen niet helemaal duidelijk of evenwicht zich heeft ingesteld van de PAK met het sediment en het organismen. Er is in de referentie niet gecorrigeerd voor de snel beschikbare fractie PAK aan het sediment.

⁶³ T. Jager, F. A. A. Sanchez, B. Muijs, E.G. van der Velde en L. Posthuma, Toxicokinetics of PAHs in *Eisenia Andrei* (*Ologochaeta*) using spiked soils.

⁶⁴ N. Matschenko, S. Lundstedt, L. Scensoon, M. Harju and M. Tyskind, Accumulation and elimination of 16 PAHs in the Earthworm (*Eisenia Fetida*), *Environ Tox and Chem*, 21, 2002, 1724-1729.

Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat

Deel II: Risico-analyse PAK uit TAG

Amsterdam, december 2005

IVAM

research and consultancy on sustainability

Roetersstraat 33 - 1018 WB Amsterdam - Postbus 18180 - 1001 ZB Amsterdam

Tel. 020-525 5080, Fax 020-525 5850, internet: www.ivam.uva.nl, e-mail: office@ivam.uva.nl

Colofon

ISO Doc. nr. O – 0539											
Titel	Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat. Deel II: Risico-analyse PAK uit TAG										
Auteur(s)	ing. R.J. Saft, dr. H.B. Krop										
Externe review door	Intron (R. Rouwette, U. Hofstra)										
Deze rapportage is tot stand gekomen in opdracht van SenterNovem. Contactpersoon bij SenterNovem is dr. M.J.A. Kraakman Adres: SenterNovem Postbus 8242 2503 RE Utrecht Het onderzoek is begeleid door de volgende deskundigen: <table><tr><td>Drs.ir. C.P. (Kees) Veerman</td><td>Ministerie van VROM</td></tr><tr><td>Ir. P. (Pim) Vis</td><td>SITA Remediation</td></tr><tr><td>Armand Orbons</td><td>ATM</td></tr><tr><td>David Heijkoop</td><td>Van Bentum</td></tr><tr><td>Dr. M.J.A. (Marco) Kraakman</td><td>SenterNovem</td></tr></table>		Drs.ir. C.P. (Kees) Veerman	Ministerie van VROM	Ir. P. (Pim) Vis	SITA Remediation	Armand Orbons	ATM	David Heijkoop	Van Bentum	Dr. M.J.A. (Marco) Kraakman	SenterNovem
Drs.ir. C.P. (Kees) Veerman	Ministerie van VROM										
Ir. P. (Pim) Vis	SITA Remediation										
Armand Orbons	ATM										
David Heijkoop	Van Bentum										
Dr. M.J.A. (Marco) Kraakman	SenterNovem										
Voor meer informatie over deze rapportage kunt u contact opnemen met: ing. R.J. Saft (projectleider), tel. 020 – 525 5917, rjsaft@ivam.uva.nl											
Gegevens uit deze rapportage mogen worden overgenomen mits onder uitdrukkelijke bronvermelding. IVAM UvA bv aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.											

0. Samenvatting

De aanleiding voor dit onderzoek is de uitvoer van teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) naar het buitenland, met name Duitsland. TAG bevat polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) in een concentratie van minimaal 75 mg per kg. Sinds 1991 moet TAG in Nederland thermisch verwerkt worden waardoor PAK worden vernietigd en uit de keten worden verwijderd. In het LAP 2002-2012 is eveneens vastgelegd dat PAK uit de keten verwijderd moeten worden via thermische verwerking voordat nuttige toepassing van TAG mogelijk is. In Duitsland is thermische verwerking niet verplicht en mag koud geïmmobiliseerd TAG worden toegepast in werken. Tot op heden is uitvoer van TAG naar Duitsland voor één partij toegestaan door de Raad van State.

De beslissing om thermische verwerking als verwerkingsoptie te hanteren komt voort uit het voorzorgsbeginsel dat een basisbegrip vormt binnen het Nederlandse milieubeleid. Deze studie richt zich op daadwerkelijke risico's voor zover die empirisch of modelmatig kunnen worden vastgesteld. In een recente uitspraak van de Raad van State is opgemerkt dat dergelijke risico's tot op heden niet aannemelijk zijn gemaakt. Het doel van deze studie is het in kaart brengen van de risico's voor milieu en volksgezondheid van PAK afkomstig uit teerhoudend asfaltgranulaat (TAG).

Asfaltgranulaat komt vrij bij frezen van een wegdek gedurende onderhoud aan en reconstructies van bestaande wegen. Van de jaarlijkse hoeveelheid vrijkomend asfaltgranulaat is ongeveer 900 kton teerhoudend. Deze hoeveelheid zal de komende jaren naar verwachting stabiel blijven. Door menging met cement en water ontstaat een koud gestabiliseerd mengsel dat TAGRAC wordt genoemd: teerhoudend asfaltgranulaatcement. Het materiaal wordt vooral toegepast als funderingsmateriaal in wegconstructies. We hebben dit gegeven gebruikt om de emissies van PAK nader in te schatten. De materiaalcyclus bestaat uit een aantal stappen: frezen of breken, overslag en transport, menging tot nieuw stabilisaat en aanbrengen in een (ver)nieuw(d) werk. We hebben de emissies van PAK vastgesteld voor een drietal routes:

- Door verwaaiing van stof bij diverse proceshandelingen (overslag, transport, etc.);
- Door uitloging uit een werk;
- Door (onbedoelde) verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale.

De emissieschatting is maar ten dele opgesteld op grond van vastgestelde meetwaarden en verder met behulp van een aantal aannames en uitgangspunten. Koude stabilisatie en hergebruik als secundair materiaal is in Nederland immers al meer dan 10 jaar niet meer toegestaan. Praktijkgegevens zijn dan ook vrijwel niet beschikbaar.

Het berekenen van emissies alleen is niet voldoende om de risico's te kunnen vaststellen. Om te bepalen wat het milieurisico is van een verontreiniging kan gebruik gemaakt worden van risicobeoordelinginstrument. Een bekend instrument voor de beoordeling van stoffen is EUSES. EUSES is een beslissingsondersteunend systeem voor de evaluatie van risico's van stoffen voor de mens en het milieu. Het model wordt zowel in Nederland als binnen de Europese Unie veelvuldig toegepast. Het model karakteriseert het risico van een stof voor milieu en volksgezondheid door de concentratie van de stof in ecosystemen of mensen te schatten en deze te vergelijken met een no-effect-level. EUSES bevat een uitgebreide set invulvelden die gerelateerd zijn aan de aard en omvang van de emissies, de karakteristieken van de milieucompartimenten, de eigenschappen van de desbetreffende stof en de wijze van opname door de mens.

De aard en omvang van de emissies zijn in dit deel van de studie vastgesteld. De eigenschappen van de stoffen (10 PAK van VROM) zijn geëvalueerd in een ander deel van deze studie¹ en hier toegepast. Met name een aantal risicowaarden zijn aangepast ten opzichte van eerdere studies, gebaseerd op nieuwe inzichten van met name RIVM en de WHO.

De defaultwaarde voor de omvang van het regionale milieucompartiment is verkleind tot 400 km², dit is de kleinste waarde in de defaultrange van EUSES en hier het verspreidingsgebied voor uitgeloopte PAK waarop de beoordeling heeft plaatsgevonden. Voor verspreiding stof is uitgegaan van een effectzone tot 100 meter van de emissiebron.

In veel gevallen zijn de defaultwaarden in EUSES gehandhaafd. De opnameroutes voor de mens zijn ook onveranderd gebleven. Dus alle defaultwaarden van EUSES zijn opgenomen voor orale (drinkwater, voedsel) en inhalatoire opname.

Voor de route van verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale is een afwijkende methodiek gehanteerd die is toegepast door RIVM in een concrete case. Deze case sloeg weliswaar niet op de verwerking van teerhoudend materiaal maar bevatte voldoende analogie voor de risico's van PAK om deze methode hier te gebruiken. De risico's aldaar zijn vastgesteld door concentraties in de omgeving te berekeningen met het Nationaal Model Lucht en aansluitende depositieberekeningen uit te voeren. De berekende concentraties en opnames door mensen (na depositie) zijn door RIVM getoetst aan vastgestelde risiconiveaus's. De aard van de aanpak is derhalve niet anders dan voor de andere emissiebronnen en is bovendien gedeeltelijk getoetst met EUSES.

Het blijkt mogelijk om een risicobeoordeling uit te voeren van PAK die in niet gereinigd (en koud gestabiliseerd) teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) aanwezig zijn. Er kan dus ook een antwoord gegeven worden op de twee relevante onderzoeksvragen voor deze studie:

- In hoeverre kunnen PAK uit koolteer en TAG zich door het milieu verspreiden?
- Is te kwantificeren wat de verschillen in risico voor milieu en volksgezondheid zijn tussen nuttige toepassing na thermische behandeling en nuttige toepassing na koude immobilisatie?

De eerste conclusie is dat de risico's van verspreiding van PAK door verwaaiing van stof en door uitloging uit een werk klein zijn. Dit geldt zowel voor de risico's voor milieu als die voor de volksgezondheid. De mate van verspreiding is dermate klein en diffuus dat er nauwelijks sprake is van concrete risico's. De absolute verspreiding van PAK is vanzelfsprekend wel veel groter dan bij thermische verwerking van TAG. In het laatste geval vindt naar schatting in het eerste jaar een luchtemissie plaats van circa 1,2 ton (PAK 10 van VROM). Dit is ongeveer 0,18% van de totale hoeveelheid die jaarlijks in Nederland wordt uitgestoten door met name verkeer en industriële bronnen. Bij TAGRAC zijn de luchtemissies groter (jaarlijks circa 2,8 ton) en deze zullen bovendien gedurende meerdere jaren blijven optreden terwijl bij thermische verwerking de luchtemissie eenmalig is.

Bij de toepassing van TAGRAC is bovendien sprake van uitloging van PAK. De uitloging is echter beperkt doordat de matrix van asfaltgranulaat en cement zeer geschikt is om PAK vast te houden. De totale uitloging van PAK in 1 jaar wordt geschat op 79,6 kg. Dat is ongeveer 0,6% van de totale Nederlandse emissie naar de bodem.

Een ander uitgangspunt van deze studie is dat bij het opnemen van asfaltlagen er een hoeveelheid TAGRAC wordt vermengd met bovenliggend asfalt. Deze hoeveelheid is geschat op circa 30.000 ton per jaar. Dit materiaal wordt hoeveelheid gelijkmatig over de totale hoeveelheid asfalt wordt verspreid. De totale jaarlijkse emissie als gevolg van verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale kan becijferd worden op circa 1,4 ton PAK (10 van VROM) per jaar.

¹ Krop, H.B., Saft R.J., Krutwagen, B.T.J.M *Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat. Deel I: Algemene informatie.* IVAM, Amsterdam, oktober 2005

De tweede conclusie van dit onderzoek is dat een dergelijke verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale, in een gemiddelde situatie, niet leidt tot directe overschrijding van risiconiveaus voor milieu en volksgezondheid. In worst case situaties zijn risico's voor de volksgezondheid door emissies van benzo[a]pyreen niet uit te sluiten, zeker als dit gepaard gaat met reeds verhoogde achtergrondconcentraties. In dergelijke situaties leiden de emissies van fluorantheen en benzo[a]anthraceen tot risico's voor het milieucompartiment bodem.

De risico's van onbedoelde verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale zijn dus wel significant. We doelen hier op risico's van TAGRAC in de toekomst nadat het een materiaalcyclus heeft doorlopen. Het beschreven gemiddelde scenario beweegt zich in een bandbreedte waarvan hier de onderste waarde is doorgerekend. Het hanteren van de bovenste waarde bevestigt de conclusie dat geen directe overschrijding van risiconiveaus zal optreden. Anderzijds versterkt het wel de gedachte dat de verhoogde emissieniveaus gemakkelijk tot een overschrijding van acceptabele risiconiveaus kan leiden als er lokaal al sprake is van verhoogde achtergrondconcentraties.

In alle situaties is de emissie van benzo[a]pyreen de meest kritische parameter. In hoofdzaak wordt dit bepaald door het bezwaarlijke karakter van deze stof in vergelijking met de andere beschouwde PAK van de 10 van VROM. Anderzijds zijn een aantal berekeningen alleen met benzo[a]pyreen uitgevoerd doordat gegevens van andere PAK ontbraken. In meerdere onderzoeken uit het verleden komt ook naar voren dat benzo[a]pyreen de meest kritische stof is.

Voor beide hoofdconclusies geldt dat deze zijn gebaseerd op een gemiddeld denkbare situatie. Dat wil zeggen dat we niet bewust voor slechtst denkbare of best denkbare situaties hebben gekozen. Een slechtst denkbare situatie kan optreden als een aantal piekmomenten optreden in de verwerking van TAG/TAGRAC waardoor de emissies (kortstondig) veel hoger zijn dan gemiddeld. De risico's zijn dan uiteraard groter en in het geval van verwerking in een asfaltcentrale zelfs kritisch. In de best denkbare situatie zijn de emissies minimaal door bijvoorbeeld stilliggende werkzaamheden óf doordat effectieve beheersmaatregelen in de keten hebben plaatsgevonden. De risico's zijn dan uiteraard ook kleiner en naar verwachting ruim binnen het acceptabele niveau.

Vanwege het kankerverwekkende karakter van sommige PAK, en met name benzo[a]pyreen, is de slechtst denkbare (maar realistische!) situatie wel van belang. Immers, zelfs een kortstondige blootstelling aan kankerverwekkende PAK boven het kritische niveau kan tot ongewenste effecten leiden. Bij niet-kankerverwekkende stoffen daarentegen is de lengte van de blootstelling wel relevant.

Naast risico's voor volksgezondheid en milieu hebben we kwalitatief stilgestaan bij de arbeidsrisico's van koude verwerking van TAG/TAGRAC. In meerdere studies in het verleden is aandacht besteedt aan potentiële arbeidsrisico's van het werken met teerhoudend materiaal (TAG) maar dit is niet toegespitst op koude verwerking. Deze studies geven aan dat in het algemeen de risico's beperkt zijn. Bovendien is bij TAGRAC naar verwachting sprake van lagere stofemissies en zijn de PAK bovendien sterker vastgelegd in de materiaalmatrix. De risico's voor werknemers worden daarom als laag ingeschat. **Omdat de initiële risico's klein zijn en bovendien omdat beschermende maatregelen goed mogelijk zijn, achten we de risico's voor volksgezondheid en milieu maatgevender voor de risico's dan de arbeidsrisico's.** Uitgangspunt hierbij is dat de bedrijven die opereren in de keten van koude verwerking van TAG/TAGRAC wel de gebruikelijke voorzorgsmaatregelen treffen en handhaven.

Een uitgangspunt in deze studie zijn de grote verschillen in temporeel karakter van beide verwerkingsopties. Bij thermische verwerking van TAG immers is er sprake van éénmalige emissies van PAK die betrekkelijk gering zijn en alleen in het eerste jaar van verwerking optreden. Een kanttekening hierbij is dat de mogelijke emissies van andere stoffen zoals zware metalen voor beide verwerkingsopties niet zijn meegenomen. Het is ook niet bekend of hierdoor een andere risicoschatting zou plaatsvinden.

Bij koude verwerking van TAG tot TAGRAC is sprake van hogere emissies die bovendien een langjarig karakter hebben. We hebben hier geschetst dat een tijdshorizon van 100 jaar aannemelijk is waarin circa 4 materiaalcycli optreden. De daadwerkelijke invloed van deze keuze op de conclusies is beperkt. Immers, wanneer in de eerste cyclus reeds een significant risico optreedt, is dat bepalend bij verdere besluitvorming rondom TAG. De tijdhorizon is wel relevant in relatie tot beheersbaarheid en controleerbaarheid omdat een diffuse verdeling van materiaal in de toekomst zal gaan optreden. Het effect hiervan op risico's voor milieu en volksgezondheid is niet te bepalen: Lokale risico's kunnen enerzijds kleiner worden doordat de emissiebron kleiner wordt; risico's kunnen mogelijk ook groter worden bijvoorbeeld doordat men onbekend is met de kwaliteit van het materiaal en daardoor minder voorzorgsmaatregelen treft. Het formuleren van een concrete tijdhorizon leidt in ieder geval tot bewustwording voor dit proces van diffuse verspreiding van materiaal.

Een significante overweging gaat tenslotte over het geografische karakter van beide verwerkingsopties. Voor thermische verwerking is dat karakter duidelijk omdat dergelijke opties nu in Nederland beschikbaar zijn. Koude stabilisatie van TAG in Nederland vindt momenteel niet plaats. Deze studie is derhalve gebaseerd op een fictieve situatie in Nederland óf een concrete, grootschalige verwerking in het buitenland en met name in Duitsland. De conclusies zijn dan ook alleen houdbaar als in Duitsland sprake is van vergelijkbare uitgangspunten over bijvoorbeeld de toepassing in en dimensionering van funderingslagen en de eigenschappen van asfaltcentrales. Dit aspect is niet uitgebreid onderzocht in het kader van deze studie. Binnen de begeleidingsgroep is echter uitgesproken dat de werkwijze in Duitsland niet wezenlijk zal afwijken van de situatie in Nederland en dat de conclusies in dit opzicht hun zeggingskracht behouden.

Inhoudsopgave

1.	Aanleiding en doel.....	8
2.	Werkwijze.....	9
3.	Uitgangspunten toepassing TAG.....	10
3.1	Inleiding.....	10
3.2	Herkomst TAG.....	10
3.3	Vraag en aanbod.....	11
3.4	Mogelijke toepassing van TAG.....	12
4	Emissies bij toepassing van ongereinigd TAG.....	17
4.1	Inleiding.....	17
4.2	Emissies door stof (verwaaing).....	17
4.3	Emissie door uitloging.....	21
4.4	Emissies uit TAGRAC via asfaltcentrales.....	24
5.	Risicobeoordeling.....	28
5.1	Inleiding.....	28
5.2	Uitwerking emissies in EUSES.....	30
5.3	Uitwerking emissies in Nationaal Model Lucht.....	33
6.	Arbeidshygiënische risico's.....	36
6.1	Inleiding.....	36
6.2	Overzicht bestaande studies.....	36
6.3	Resumé.....	37
7.	Conclusies en kanttekeningen.....	38
7.1	Conclusies.....	38
7.2	Kanttekeningen.....	39
Bijlage 1	Toelichting EUSES.....	41
Bijlage 2	Invulling parameters in EUSES.....	44

Lijst met tabellen:

Tabel 1	Geschatte stofemissies uit TAGRAC door verwaaing.....	19
Tabel 2	Emissie van PAK door verwaaient stof (van TAGRAC).....	20
Tabel 3	Overzicht gegevens uitloging PAK uit TAG.....	21
Tabel 4	Overzicht gegevens samenstelling PAK in TAG.....	22
Tabel 5	Berekende emissiewaarden uit koud gestabiliseerd TAG.....	24
Tabel 6	PAK in asfaltcentrale: input door bitumen en output door luchtemissies.....	26
Tabel 7	Extra PAK emissie door verwerking teerhoudend materiaal.....	26
Tabel 8	Risicokarakterisatie ratio's van PAK uit TAGRAC voor milieucompartimenten.....	31
Tabel 9	Risico voor mensen blootgesteld aan PAK uit TAGRAC via het milieu.....	32
Tabel 10	Resultaten RIVM-analyse PAK emissies uit asfaltcentrale.....	33
Tabel 11	Resultaten IVAM-analyse PAK emissies uit asfaltcentrale door verwerking TAGRAC.....	34
Tabel 12	Analyse van parameters.....	39
Tabel B2.1	Inputgegevens EUSES: stofintrinsieke eigenschappen van 10 PAK.....	44
Tabel B2.2	Overige fysisch-chemische eigenschappen van de 10 PAK van VROM.....	44
Tabel B2.3	Inputgegevens EUSES: humane risico's van naftaleen.....	45
Tabel B2.4	Inputgegevens EUSES: humane risico's van de overige PAK.....	45
Tabel B2.5	Inputgegevens EUSES: PNEC-waarden voor het water en bodem compartiment.....	45

1. Aanleiding en doel

De aanleiding voor dit onderzoek is de uitvoer van teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) naar het buitenland, met name Duitsland. TAG bevat polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) in een concentratie van minimaal 75 mg per kg. In Nederland is in het LAP vastgelegd dat deze PAK uit de keten verwijderd moeten worden via thermische verwerking voordat nuttige toepassing van TAG mogelijk is. In Duitsland is thermische verwerking niet verplicht en mag koud geïmmobiliseerd TAG worden toegepast in werken. De Raad van State heeft bij een uitspraak in februari 2005 aangegeven dat Nederland bij een bezwaarprocedure tegen uitvoer van TAG een beroep kan doen op strenge criteria die de gevaren voor mens en milieu moeten beperken mits dit onderbouwd wordt met wetenschappelijk onderzoek. In dezelfde uitspraak van de Raad van State is opgemerkt dat dergelijke gevaren tot op heden niet aannemelijk zijn gemaakt.

Het onderhavige onderzoek dient mede inzicht te geven in de vraag of PAK die door koude immobilisatie in de keten blijven, op termijn een gevaar vormen voor mens en milieu. Het onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van het programma Uitvoering Afvalbeheer, dat wordt uitgevoerd door SenterNovem in opdracht van het Ministerie van VROM.

Het algehele doel van het project is het in kaart brengen van de risico's voor milieu en volksgezondheid van PAK afkomstig uit teerhoudend asfaltgranulaat (TAG). Daarnaast is doelstelling van het project dat een onderbouwing wordt geleverd van het uitvoerbeleid voor teerhoudend asfaltgranulaat.

Er zijn door de opdrachtgever vier specifieke onderzoeksvragen geformuleerd die beantwoord moeten worden:

1. Wat zijn de meest recente wetenschappelijke inzichten omtrent de toxiciteit van PAK en de schadelijkheid ervan voor milieu en volksgezondheid?
2. In welke mate vormt TAG een substantiële bron voor PAK en hoe verhoudt dit zich tot andere bronnen?
3. In hoeverre kunnen PAK uit koolteer en TAG zich door het milieu verspreiden?
4. Is te kwantificeren wat de verschillen in risico voor milieu en volksgezondheid zijn tussen nuttige toepassing na thermische behandeling en nuttige toepassing na koude immobilisatie?

Er is voor gekozen om het onderzoek in twee rapporten te presenteren. In het eerste rapport (deel I) worden de eerste twee onderzoeksvragen beantwoord. In deel II worden onderzoeksvraag 3 en 4 behandeld. **Onderliggend rapport is deel II en bevat een specifieke risico-analyse voor toepassing van koud geïmmobiliseerd TAG in de GWW-sector.**

De aard en omvang van de emissie van PAK uit TAG is beschreven in hoofdstuk 4. Dit is vooral relevant voor de beantwoording van onderzoeksvraag 3. De risico's van deze emissies voor milieu en volksgezondheid (onderzoeksvraag 4) zijn beschreven in hoofdstuk 5. De hoofdstukken 2 en 3 zijn inleidende hoofdstukken over de gevolgde werkwijze in deze studie en een beschrijving van achtergronden over de verwerking en toepassing van TAG.

Voor deze studie is verder de volgende **afbakening** aangehouden:

- De studie is gebaseerd op het instrument van de modelmatige risico-analyse en niet gebaseerd op meetresultaten;
- De verspreiding van PAK is gebaseerd op standaardberekeningen uit de risicomodellen EUSES of afgeleid van het verspreidingsmodel Nationaal Model Lucht;
- De studie richt zich alleen op de risico's van PAK en niet op risico's van andere stoffen;
- Er is uitgegaan van een scenario waarbij de koude toepassing van TAG is toegestaan. Op dit moment echter is dat in Nederland niet het geval;
- De studie gaat uit van scenario's die een 'redelijkerwijs gemiddeld denkbare situatie' beschrijven.

2. Werkwijze

Om tot kwantitatieve inschatting van de risico's van de PAK uit TAG te komen, is een plan van aanpak voor de te volgen werkwijze opgesteld. Dit plan van aanpak is door de begeleidingscommissie beoordeeld en op een aantal punten aangepast. In het plan van aanpak staan een aantal stappen centraal:

1. Overzicht recente inzichten over eigenschappen van PAK
2. Overzicht PAK-bronnen in Nederland
3. Instrumentkeuze en definities
4. Input voor instrument
 - a. Bepaling emissie
 - b. Eigenschappen PAK (stofintrinsic en toxicologisch)
 - c. Fate-modellering PAK
 - d. Blootstelling aan PAK
5. Output van instrument
6. Conclusies en aanbevelingen.

De stappen 1 en 2 zijn uitgewerkt in deel I van het onderzoek (zie voetnoot 1). De overige stappen worden in de volgende hoofdstukken van dit rapport toegelicht. De informatie die nodig is om de stappen uit te voeren is afkomstig van literatuurinformatie of uit gesprekken die met deskundigen zijn gevoerd.

Als eerste worden de uitgangspunten voor de analyse uitgewerkt. Over welk materiaal hebben we het precies? In welke toepassingen kunnen we dit materiaal verwachten? Hoe zijn de lange termijn vooruitzichten voor dit materiaal? Een belangrijk uitgangspunt is tevens dat we streven naar een schatting op grond van een 'redelijkerwijs gemiddeld denkbare situatie'. In de theoretisch meest optimale situatie zullen emissies tot een minimum beperkt blijven bijvoorbeeld doordat emissiebeperkende maatregelen worden getroffen. Of het 'weglekken' van teerhoudend materiaal uit de keten wordt voorkomen door een goede beheersing van de ketenprocessen. Het kan echter niet uitgesloten worden dat minder optimale omstandigheden ook voorkomen waardoor emissies optreden die anders niet voorkomen. Deze emissies vormen een belangrijke factor in deze studie.

Deze uitgangspunten zijn het vertrekpunt voor de toerekening van emissies die een rol (kunnen) spelen bij de risico-analyse. Die emissies vormen de input voor het risicobeoordelingmodel. Hierna besteden we aandacht aan de keuze van het risicobeoordelingmodel. Immers, het doel van dit onderzoek is te komen tot een kwantitatieve analyse van mogelijke risico's van PAK uit TAG. We richten ons vooral op de mogelijke risico's voor de volksgezondheid en het milieu. Arbeidshygiënische risico's vallen buiten het spectrum van deze analyse. Bij de uitvoering van risico-analyses is dat een gebruikelijk onderscheid (zie ter toelichting §6.1). Anderzijds zijn de arbeidshygiënische risico's van PAK in de wegenbouw in het verleden meermalen onderzocht. Daarom is een beschouwing van deze risico's wel meegenomen, maar dan in meer kwalitatieve zin.

De output uit dit model is vanzelfsprekend een belangrijke pijler voor de conclusies en eventuele aanbevelingen. In die conclusies en aanbevelingen zullen we echter ook ~~s~~staan bij de betrouwbaarheid van de uitkomsten en daarmee de houdbaarheid van te trekken conclusies.

3. Uitgangspunten toepassing TAG

3.1 Inleiding

Deze studie gaat over verwerkingsopties voor TAG en daarmee gepaard gaande risico's. Tot aan 2001 kon TAG verwerkt worden als koud gebonden materiaal in wegenbouwconstructies. In die tijd gebeurde dat nog onder de naam BRAC (breekasfaltcement). BRAC bestaat voor een deel uit asfaltgranulaat. Volgens Standaard RWA 1995 is dat voor BRAC type I minimaal 80%, voor BRAC type II minimaal 40%. Afhankelijk van de hoeveelheid asfaltgranulaat en de samenstellingswaarde voor PAK valt BRAC onder de definitie van TAG. Anders is er sprake van een categorie 1- of een categorie 2-bouwstof. Gelet op de gemiddelde PAK gehalten in asfaltgranulaat vallen zowel BRAC I en II meestal binnen de definitie van TAG. Tegenwoordig wordt koud gebonden asfaltgranulaat aangeduid als AGRAC (asfaltgranulaatcement). Als het asfaltgranulaat teerhoudend is, dat wil zeggen met een totaal PAK gehalte boven de 75 mg/kg d.s., spreken we van TAGRAC.

De toepassing van TAGRAC is momenteel in Nederland niet toegestaan. Dit is een voorzorgsmaatregel waarmee moet worden voorkomen dat een diffuse verspreiding van PAK optreedt en risico's voor milieu en volksgezondheid ontstaan. Die risico's van de verspreiding van PAK uit teerhoudend wegenbouw-materiaal zijn niet eerder stelselmatig in kaart gebracht. In deze studie wordt de koude toepassing als het ware gesimuleerd om een indruk te krijgen van de risico's die hiermee samenhangen. Dit hoofdstuk beschrijft de uitgangspunten voor deze simulatie. Veel informatie over TAG is afkomstig uit een recent verschenen rapportage van de VROM-inspectie². Aanvullende informatie is verkregen door gesprekken met deskundigen bij Rijkswaterstaat (J. Molenaar, Dienst Weg- en Waterbouwkunde), KOAC-NPC (P. van der Bruggen, N. van den Berg) en Dura Vermeer (J. Hartjes).

In het Bouwstoffenbesluit wordt onder TAG verstaan een bouwstof die geheel of gedeeltelijk is samengesteld uit granulaat, verkregen door breken of frezen van teerhoudend asfalt. Bij toepassing van de inmiddels per 1 januari 2001 vervallen bijzondere categorie TAG waarover in het Bouwstoffenbesluit / IPO-interimbeleid wordt gesproken, gaat het alleen om TAG,

- waarvan de toegestane samenstellingswaarden van organische stoffen alleen voor PAK mogen worden overschreden (art. 1 lid 1 onder I);
- waarvan de toegestane immissiewaarden van anorganische stoffen niet worden overschreden (art. 1 lid 1 onder I);
- dat koud gebonden met cement of bitumen wordt toegepast in funderingen van wegen of is gebonden door een warmtebehandeling door middel van stoom.

3.2 Herkomst TAG

Asfalt bestaat uit een mengsel van grind, steenslag of fosforslak/staalslak, zand, vulstof en al dan niet gemodificeerde bitumen als bindmiddel. Tot 1991 werden regelmatig koolteer (teer) of een combinatie van teer en bitumen (teerbitumen) in asfalt als bindmiddel gebruikt in plaats van bitumen. De belangrijkste toepassingen van teerhoudende bindmiddelen was als kleeflaag tussen verschillende asfaltlagen en in de bovenste slijtlaag. In 1991 is bij CAO-afspraken voor de Bouw vastgelegd dat teer en teerproducten niet meer werden toegepast.

Asfalt komt vrij bij onderhoud aan en reconstructies van bestaande wegen. Bij het frezen van een wegdek ontstaat asfaltgranulaat (AG) en bij het opbreken van een wegdek komen asfaltschollen vrij. Materiaal dat niet direct opnieuw ter plaatse wordt toegepast, wordt afgevoerd. In veel gevallen wordt het materiaal

² VROM-inspectie Regio Oost. *Weg met TAG. Rapport Ketenhandhaving Teerhoudend Asfaltgranulaat (TAG)*. December 2004.

overgebracht naar een (tijdelijke) opslaglocatie, voordat het wordt hergebruikt. In geval van asfaltschollen is eerst bewerking (breken) noodzakelijk alvorens het materiaal geschikt is voor hergebruik in werk of in een asfaltcentrale.

De wegbeheerder dient te (laten) onderzoeken of er teerhoudende lagen voorkomen in de wegconstructie. Hiervoor zijn monsterneming- en analyse-protocollen ontwikkeld. Indien teerhoudende lagen zijn aangetoond dienen deze als TAG separaat te worden afgevoerd. In de praktijk is dit soms lastig. Zeker in het geval van kleeflaggen, die slechts enkele millimeters dik zijn, is selectief frezen niet mogelijk. Deze lagen zullen veelal met AG worden afgevoerd. Selectief frezen is ook vrijwel niet mogelijk als het wegdek onregelmatig loopt, in lengte- dan wel breedte-richting. Soms zal alle gefreesde materiaal als TAG wordt aangemerkt omdat dit uiteindelijk (kosten)effectiever is dan selectief frezen. Zeker bij kleinere werken komt dit voor. Bij grotere werken zal een scheiding van AG en TAG wel nadrukkelijker plaatsvinden. Het wegmengen van teerhoudend materiaal in AG kan voorkomen maar wordt deels ondervangen door acceptatiecriteria die asfaltcentrales hanteren. De criteria zijn vastgesteld door VBW-Asfalt en NCOB.

De rapportage van de VROM-Inspectie stelt dat er een risico bestaat van menging van AG en TAG, onder meer doordat er onvoldoende zekerheid is dat genoemde acceptatiecriteria voldoende waarborg bieden.

De VROM-Inspectie stelt ook dat TAG, bewust of onbewust, mogelijk nog altijd wordt toegepast in weglichamen. De kans hierop lijkt het grootst in gevallen waarin na onvoldoende of onjuist vooronderzoek materiaal dat vrijkomt bij reconstructies ter plaatse opnieuw onder het wegdek wordt toegepast. In het algemeen stelt de VROM-Inspectie dat tussen het moment van vrijkomen en uiteindelijk reinigen van TAG, dit materiaal op meerdere plekken uit de keten lekt en ongecontroleerd in het milieu terecht komt. De grootste risico's doen zich voor aan het begin van de verwijderingsketen en tijdens het opslaan en bewerken van TAG. Indien bij het onderhoud aan bestaande wegen onvoldoende onderzoek wordt gedaan naar de aanwezigheid van TAG, kan vrijkomend materiaal in het vervolgtraject onterecht als teervrij worden behandeld. De omgekeerde route (AG afvoeren als TAG), ligt volgens de VROM-Inspectie minder voor de hand. Daarvoor zijn de verwerkingskosten van TAG vergeleken met de verwerkingskosten van AG te hoog.

In het verleden is vrijgekomen TAG ook hergebruikt in wegfunderingen, vaak vermengd met andere steenachtige materialen. Tot 1990 is zo naar schatting 50 miljoen ton TAG in wegen toegepast. Er zijn gegevens bekend over de hoeveelheden BRAC die in de jaren negentig zijn toegepast. Vanaf 1 januari 2001 verbiedt het Bouwstoffenbesluit bodem – en oppervlaktewater (Bsb) hergebruik van TAG. Ondanks de aandacht die er momenteel voor bestaat voor de TAG-materiaalketen stellen we hier dat de discussie over het weglekken van TAG vóór het uiteindelijk reinigen voor het onderhavige onderzoek minder relevant is. Immers, we zijn hier meer geïnteresseerd in de verschillen in risico's nadat TAG als een herkenbare stroom separaat is afgevoerd. Als TAG niet separaat wordt gehouden en wordt weggemengd in andere stromen is noch reiniging noch koud hergebruik aan de orde en een vergelijking niet opportuun. Dit laat onverlet dat het wegmengen cq. weglekken van niet-gescheiden TAG risico's inhoudt. Het is zelfs denkbaar dat deze risico's groter zijn dan de risico's van verwerking van gescheiden ingezameld TAG. Een risicofactor die we wel zullen behandelen, is het mogelijke weglekken van koud gestabiliseerd TAG nadat het als funderingsmateriaal is toegepast.

3.3 Vraag en aanbod

Naar schatting komt er jaarlijks bij onderhoud van wegen enkele honderden kilotonnen TAG vrij. De innameprijs bij verwerkers bedraagt, enkele uitschieters daargelaten, momenteel € 25,- tot € 40,- per ton.

SenterNovem meldt een hoeveelheid van 900 kton in 2003³. Dit wordt bevestigd door een studie van Rijkswaterstaat DWW die een hoeveelheid van 1.000 kton becijferde⁴. Volgens het EIB⁵ zal deze hoeveelheid door selectiever werken bij wegwerkzaamheden afnemen tot 475 – 650 kton per jaar. Binnen de begeleidingsgroep kon deze trend niet bevestigd worden. In deze studie gaan we dan ook uit van een jaarlijkse hoeveelheid vrijkomend TAG van 900 kton. Deze hoeveelheid zal de komende jaren naar verwachting stabiel blijven.

Van de vrijgekomen hoeveelheid is inmiddels circa 1.000 kton gereinigd. De totale capaciteit voor reiniging van TAG bedraagt momenteel circa 750 kton en zal in de nabije toekomst toenemen tot 1.200 kton. Na de invoering van de Tijdelijke vrijstellingsregeling Bouwstoffenbesluit in 2004 is het thermisch gereinigde materiaal grotendeels afgezet in de GWW-sector. Het materiaal is hierbij toegepast als zand voor zandbed als vervanger van primair zand of van menggranulaat. Ook is het materiaal gedeeltelijk afgezet in de asfaltindustrie als vervanging van primaire mineralen.

Er is momenteel voldoende reinigingscapaciteit voor alle vrijkomende TAG. De ongeveer 2.500 – 3.000 kton TAG die ligt opgeslagen door onvoldoende verwerkingscapaciteit in de periode 2001-2004 zal na het gereed komen van een nieuwe verwerkingsinstallatie, begin 2006, gereinigd worden.

Indien toepassing van koud gebonden TAG (TAGRAC) gaat toenemen, hetzij (wederom) in Nederland, hetzij in het buitenland, zal dat vermoedelijk tot verdringing van thermische reiniging leiden. Dit is simpelweg het gevolg van de veel hogere kosten die met thermische reiniging gepaard gaan. Slechts sommige partijen zijn nog in staat de markt voor thermisch gereinigd TAG enigszins in stand te houden doordat zij intern een eigen materiaalketen hebben. Voor de risicobeoordeling van PAK uit TAGRAC dat in de toekomst vrijkomt, moet ook voor dit materiaal een schatting van de jaarlijkse vrijkomende hoeveelheid worden gemaakt. Omdat er geen goed zicht is op de ontwikkeling van deze markt, gaan we ervan uit de hoeveelheid ruwweg gelijk zal zijn aan de thans vrijkomende hoeveelheid TAG dus 900 kton. Of er een markt is voor koud gebonden TAG in Nederland is nog onzeker. De markt voor funderingsmaterialen is beweeglijk. De belangrijkste materialen zijn niet per definitie primair. Andere relevante secundaire stromen zijn menggranulaat, asfaltcement stabilisaat uit secundair asfalt en cement, zandcementstabilisaat en hoogovenslakken⁶.

Toen het oude Bsb-regime nog van toepassing was, waren bovendien IBC-voorzieningen nodig bij de toepassing van TAG. Dit kan tot hoge kostprijzen leiden waardoor wordt gekeken naar andere materialen. Anderzijds is opgemerkt dat bij toepassing van TAG in hetzelfde werk de meerkosten van IBC-maatregelen (bijv. schone schouder aan zijkant) wel acceptabel kunnen zijn. Het is overigens geheel onduidelijk of zulke randvoorwaarden in de toekomst ook van toepassing zullen (moeten) zijn. Gezien het prijsniveau is het wel aannemelijk dat er werken vrijkomen voor de toepassing van TAG in Nederland als dit is toegestaan.

3.4 Mogelijke toepassing van TAG

Algemeen

In principe is de civieltechnische kwaliteit van TAG en AG gelijk. Zowel teer- als niet-teerhoudend asfalt kan koud of warm worden gerecycled. Bij de koude toepassing wordt het materiaal toegepast als erfverhardingsmateriaal of gebonden gebruikt als funderingsmateriaal in de vorm van breek asfaltcement (BRAC) of asfalt granulaat cement (AGRAC). Soms wordt voor de stabilisatie een bitumenemulsie

³ *Monitoringrapportage bouw- en slooafval. Resultaten 2002-2003*. Uitvoering Afvalbeheer, SenterNovem, sept. 2005

⁴ *Registratie productie en afzet secundaire grondstoffen 1989-2003*. RWS Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Grondstoffenreeks 2005-19, 2004

⁵ Economisch Instituut voor de Bouwnijverheid

⁶ *Vergelijkende LCA van immobilisatie en reiniging van reinigbare verontreinigde grond*. DHV / Centrum voor Immobilisatie, mei 2004.

gebruikt in plaats van cement. Bij de warme toepassing wordt het granulaat als toeslagmateriaal gebruikt in een asfaltcentrale bij de productie van nieuw (regeneratie) asfalt. Afhankelijk van de toepassing zijn enkele tientallen procenten regeneratie gangbaar. Momenteel komt hiervoor uitsluitend niet-teerhoudend asfalt(granulaat) in aanmerking.

Gereinigd TAG

Er zijn verscheidene verwerkingsinstallaties voor de thermische reiniging van TAG. De installaties werken volgens het principe van een trommeloven of in de vorm van een (aangepaste) grondreiniging. Tijdens het proces wordt het teer verbrand. Het vrijkomende steenslag en zand kunnen weer worden hergebruikt. Voor gereinigd TAG zijn meerdere toepassingen mogelijk. Het gereinigde granulaat kan worden ingezet als zand voor een zandbed of als grondstof dienen bij de productie van nieuw asfalt. Overige toepassingen, in bijvoorbeeld de betonindustrie, behoren ook tot de mogelijkheden.

Ongereinigd TAG

De geraadpleegde deskundigen noemen allen de gebonden toepassing in funderingslagen de meest waarschijnlijke toepassing van ongereinigd TAG. Dit was tevens de meest gebruikelijke toepassing voordat het verbod op koud hergebruik van kracht werd. Asfaltgranulaat in funderingen wordt vrijwel altijd gebonden toegepast omdat dit een besparing oplevert op de dikte van de (duurdere) top laag. Een vuistregel is dat 2,5 cm TAGRAC equivalent is aan 1 cm asfalt. In een rapportage van DHV³ is opgemerkt dat een uitsparing van asfalt bij toepassing van immobilisaat over het algemeen wel is gerealiseerd in recent uitgevoerde projecten, maar volgens deskundigen niet bij alle typen constructies gerealiseerd kan worden.

TAG wordt gebonden met 2-3% cement tot TAGRAC. In Duitsland worden hogere percentages cement toegepast, tot 8-9%. Meer cement leidt tot een hogere stijfheid van het materiaal maar ook een grotere kans op breuk en scheurvorming. De eigenschappen van de ondergrond spelen hierbij ook een belangrijke rol. Gebonden TAG kan beschouwd worden als een vormgegeven bouwstof⁷. Toen het regime van het Bsb nog van kracht was, gold als de afstand tussen de aangebrachte bouwstoffen (onderkant) en de GHG minder dan 0,5 meter. Daardoor was toepassing in het westen van het land niet mogelijk tenzij de weg verhoogd werd aangelegd ten opzichte van het maaiveld. Tevens moest binnen het regime van het Bsb de zijafdeling van de weg conform de IBC-richtlijn zijn, wanneer BRAC met TAG is toegepast. In de huidige situatie zijn deze IBC-richtlijnen niet relevant. Deze studie gaat uit van de toepassing van TAGRAC in wegconstructies waar geen specifieke IBC-maatregelen zijn getroffen, althans geen maatregelen die op TAGRAC betrekking hebben.

De levensduur van funderingslagen is echter structureel hoger dan van toplagen. Bij toplagen is veelal sprake van een onderhoudstermijn van circa 10-15 jaar. Indien TAGRAC als funderingslaag wordt toegepast, zal dit meestal dan ook langer in het werk blijven ook als de asfaltdagen wel worden vervangen. Het is ook goed mogelijk om de asfalttoplagen te onderscheiden van de gebonden funderingslaag en daardoor selectief te werken e.a. afhankelijk van de bodemgesteldheid en de opgetreden zettingen in de ondergrond.

De levensduur van funderingslagen hangt samen met de noodzaak tot het verrichten van wegconstructies. De theoretische maximale levensduur bedraagt in de orde grootte van circa 45-50 jaar. Bij grootschalige reconstructie-werkzaamheden op rijkswegen zoals momenteel op de A4, A12 en A15 gaat het om wegvakken die inderdaad al tientallen jaren aanwezig zijn. Hier hebben in het verleden alleen relatief beperkte onderhoudswerkzaamheden plaatsgevonden. Grootschalige reconstructies worden hier zo lang mogelijk uitgesteld vanwege het ingrijpende karakter in verkeersstromen.

⁷ Vragen en antwoorden bij het Bouwstoffenbesluit. SDU Uitgevers, 2001.

Op provinciaal en gemeentelijk niveau zullen reconstructies relatief vaker voorkomen. Hier is de impact van reconstructies op verkeersstromen geringer en leiden aanpassingen in ruimtelijke ordeningsplannen soms eerder tot reconstructies.

Verder kan het in individuele gevallen gebeuren dat (re)constructiewerkzaamheden eerder moeten plaatsvinden. Sommige wegvakken hebben een kortere levensduur doordat slechte onderlagen of een slechte fundering moet worden vervangen. Soms moeten na 10 jaar al reconstructies worden uitgevoerd.

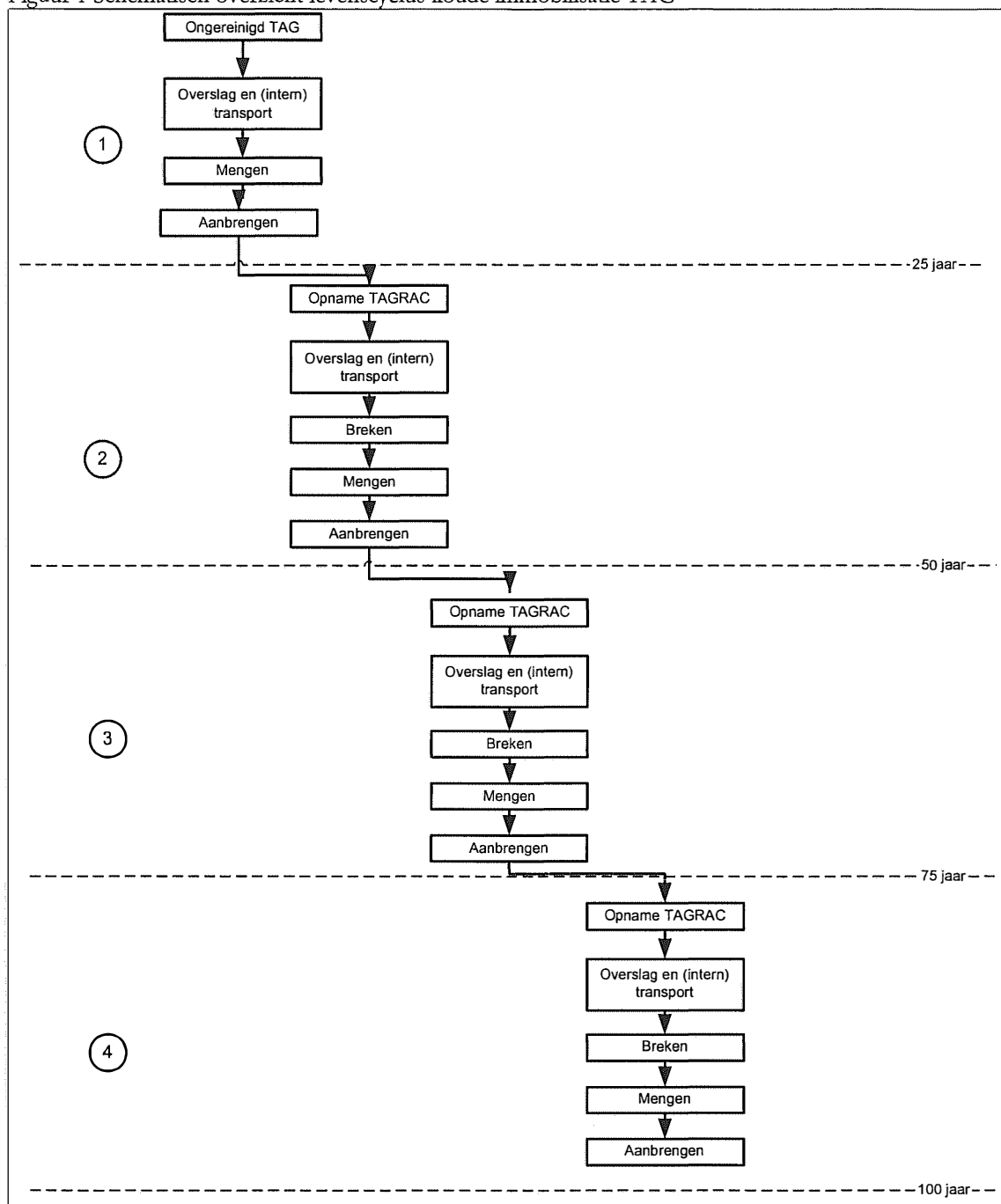
Een uitgangspunt voor deze studie is dus dat funderingslagen in grote werken, met name onder rijkswegen, een langere levensduur hebben. Funderingslagen onder gemeentelijke, provinciale of private wegen zullen eerder vervangen worden als gevolg van ontwikkelingen op het terrein van ruimtelijke ordening en planologie. We houden hier een gemiddelde levensduur aan van 25 jaar voor TAGRAC dat wordt toegepast in funderingslagen.

Als de funderingslagen worden opgenomen en gebroken, komt het materiaal opnieuw in de materiaalketen terecht. In het algemeen zal TAGRAC in de keten steeds een lagere of hooguit gelijkwaardige toepassing krijgen. In de praktijk komt dat veelal neer op het stukbreken van bestaande TAGRAC-funderingslagen om deze in het werk her te gebruiken onder toevoeging van nieuw cement en zand. In Duitsland is dit gangbare praktijk. Door de toevoeging van nieuw materiaal bij het tweede en verdere hergebruik zal materiaal overblijven. Hiervoor moet een nieuwe bestemming worden gezocht maar geraadpleegde deskundigen hebben aangegeven dat de hoeveelheden betrekkelijk gering zijn. In dit onderzoek wordt hier dan ook geen rekening mee gehouden. Wel is dit verschijnsel een voorbeeld van diffuse verspreiding van stoffen waardoor de controleerbaarheid in de keten afneemt.

Ondanks het visuele onderscheid tussen toplagen en TAGRAC-funderingslagen, houden we hier rekening met weglekken van TAGRAC tijdens de opname van asfaltlagen en/of funderingslagen. Het is immers niet altijd mogelijk om de asfaltlaag exact gescheiden te houden van de onderlaag bestaande uit TAGRAC. Het is niet ondenkbaar dat bij het frezen van de asfaltlaag een deel van de funderingslaag wordt meegenomen als bijvoorbeeld de freesmachinist te laat ziet dat de funderingslaag al bereikt is of doordat de werklagen niet egaal liggen. De frequentie van dit weglekken van TAGRAC is zowel afhankelijk van de bewerking van asfaltlagen als van funderingslagen. Onderhoud aan funderingslagen zal ongeveer iedere 25 jaar plaatsvinden. Onderhoud aan asfaltlagen vindt vaker plaats hoewel hiervoor een grote bandbreedte geldt. Bovendien gebeurt onderhoud soms alleen aan de toplaag en worden de onderste asfaltlagen ongemoeid gelaten. We kiezen hier pragmatisch eveneens voor een periode van gemiddeld 25 jaar waarna groot onderhoud aan de asfaltlagen plaatsvindt, dat wil zeggen meer dan alleen een toplaag onderhoud, en waarbij TAGRAC wordt opgenomen.

Op grond van bovenstaande beschrijvingen en overwegingen hebben we een schematisch overzicht gemaakt van de route die ongereinigde TAG in 100 jaar zou kunnen afleggen (figuur 1). De termijn van 100 jaar is arbitrair gekozen analoog aan de huidige beleidsmatige horizon voor de toepassing van secundaire bouwmaterialen in het Bsb. Deze termijn maakt het goed mogelijk om langjarige effecten van koud hergebruik te vergelijken met thermische verwerking waaruit geen PAK-emissies meer optreden. Effecten van andere stoffen dan PAK zijn in deze studie niet nader gekwantificeerd.

Figuur 1 Schematisch overzicht levenscyclus koude immobilisatie TAG



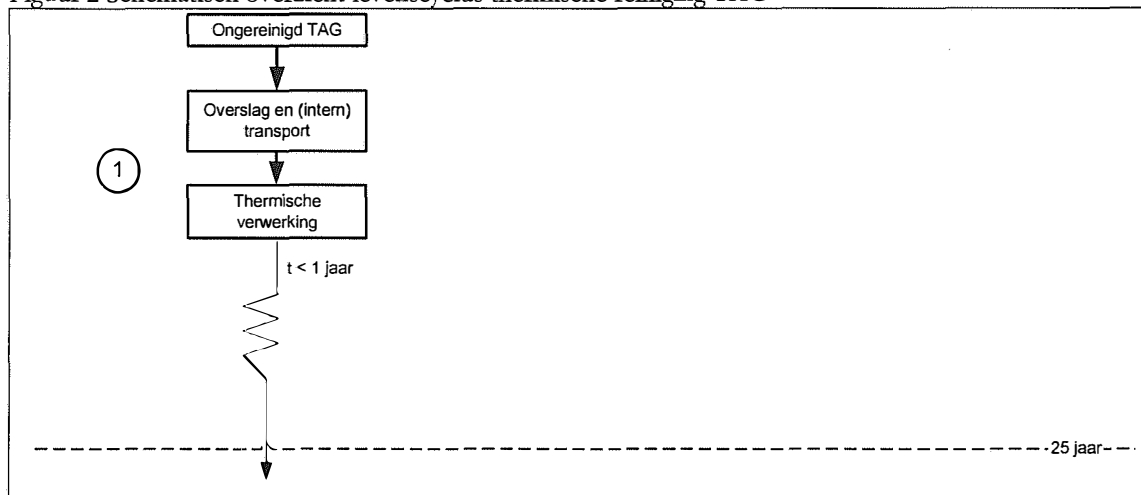
Strikt genomen zal in elke cyclus een onderscheid moeten worden gemaakt tussen mengen op een vaste installatie of in een mobiele menginstallatie. Bij een mobiele menginstallatie is er sprake van korte transportafstanden. Anderzijds hebben deskundigen opgemerkt dat de overslag en het eerste transport op het werk de meest relevante factoren zijn voor verwaaiing van stof. Deze handelingen zijn bij transport naar een vaste menginstallatie of naar een mobiele menginstallatie praktisch hetzelfde. Daarom is tussen deze twee varianten geen nader onderscheid gemaakt.

Tenslotte hebben we de keten voor de thermische verwerking van TAG ook gevisualiseerd (figuur 2) voor zover dat voor de toepassing van PAK relevant is. Het PAK-gehalte in thermisch gereinigd TAG is

dermate gering ($< 0,1 \text{ mg/kg}$) dat hieruit geen significante emissies zijn te verwachten. Bij thermische reiniging zijn de PAK emissies naar de lucht eveneens nihil omdat PAK verbrand worden. Gemeten concentraties liggen onder de detectiegrens voor de bepaling van PAK in rookgassen. **We gaan er van uit dat emissies van PAK via de keten van gereinigd TAG niet tot risico's voor milieu en volksgezondheid leiden.** Volledigheidshalve worden de emissies van PAK wel berekend in hoofdstuk 4 omdat er 1 cyclus is waarin PAK kunnen vrijkomen door overslag en transport.

De schema's in figuur 1 en 2 zijn vooral bedoeld om aan te geven dat de toepassing van ongereinigd TAG tot een langdurig verblijf van PAK in het milieu zal leiden. Hier is arbitrair een termijn van 100 jaar gekozen als tijdhorizon. Sommige PAK worden echter dermate langzaam afgebroken dat hun verblijf in het milieu zelfs langer is dan 100 jaar. Voor de bepaling van chronische effecten op lange termijn is een tijdhorizon van 100 wel voldoende. Figuur 2 illustreert dat bij thermische reiniging slechts 1 'cyclus' wordt doorlopen waarin PAK voorkomen en daarna geen emissie (dus: geen risico) meer optreedt.

Figuur 2 Schematisch overzicht levenscyclus thermische reiniging TAG



4 Emissies bij toepassing van ongereinigd TAG

4.1 Inleiding

Dit hoofdstuk gaat in op mogelijke emissies van PAK die optreden tijdens de levenscyclus van ongereinigd TAG. Uitgangspunt hiervoor is de keten van processen die geschetst is in figuur 1 van het vorige hoofdstuk.

Voor de emissies van PAK bij koud hergebruik van TAG zijn een aantal verspreidingsroutes van belang:

- Emissies doordat aan stof gebonden PAK vrijkomen bij verwaaiing;
- Emissies door uitloging na contact met water.
- Emissies doordat teerhoudend materiaal na opname in een asfaltcentrale terecht komt;

In de volgende paragrafen zullen we deze processen nader beschrijven en per deel van de levenscyclus aangeven welke schatting we hanteren. In hoofdstuk 2 is reeds aangegeven dat we hierbij uitgaan van de redelijkerwijs gemiddeld denkbare situatie en dus geen worst case situaties beschouwen. In sommige onderzoeken wordt een gemiddelde situatie geïnterpreteerd als de 50-percentiel waarde van een set van waarnemingen. Hier is gebleken dat een dataset van voldoende omvang om een 50-percentiel waarde te berekenen niet beschikbaar is. De term redelijkerwijs gemiddeld denkbare situatie slaat hier meer op een interpretatie (door deskundigen) van mogelijke handelingen die leiden tot ongewenste emissies en daarmee samenhangende effecten.

4.2 Emissies door stof (verwaaiing)

De emissie van een aantal PAK zijn sterk gerelateerd aan emissies van stof. Vooral de emissies van grotere PAK, met vier of meer ringen, zijn stofgebonden. Daarom is het van belang om inzicht te krijgen in de emissies van stof gedurende de verwerkingsketen van TAG. Stofemissies kunnen optreden op bij het frezen/breken, overslaan, transport, opslag en bewerking van materiaal. Voor het gedrag van stof is het zinvol om onderscheid te maken in grof stof en fijn stof. Grof stof zal relatief snel neerslag in de omgeving van de bron, dat wil zeggen binnen enkele tientallen meters. Fijn stof gedraagt zich bijna als een gas en kan over grote afstanden worden getransporteerd, afhankelijk van de lokale omstandigheden. Van andere, niet-stofgebonden PAK zoals naftaleen is het uitgangspunt dat geen verdamping optreedt in de keten van frezen/breken, overslag, transport en opslag.

Stofemissies door verwaaiing zijn een bekend verschijnsel op onder meer bouwplaatsen. In sommige landen met overwegend droge omstandigheden moeten bouwplaatsen gesproeid worden om verwaaiing tegen te gaan. Concrete emissiewaarden worden echter zelden vermeld. Ook over stofemissies bij het vrijkomen van TAG of TAGRAC zijn weinig gegevens bekend. Stofemissies bij het opbreken van TAGRAC zullen vermoedelijk kleiner zijn dan bij het frezen van bovenlagen omdat de funderingslaag vocht bevat als gevolg van condensatie of capillaire effecten. Het vochtgehalte in funderingslagen bedraagt naar schatting 5-10%.

Frezen/breken TAGRAC

Van stofemissies door het breken van funderingslagen zijn geen gegevens bekend. Over stofconcentraties door frezen zijn wel gegevens bekend. In een rapport van de Stichting Arbouw en CROW⁸ worden concentraties⁹ genoemd van 1 mg/m³. Dit betreft echter slechts één meting. In een rapport van VBW-Asfalt wordt een gemiddelde concentratie van 4,2 mg/m³ vermeld op basis van 19 metingen¹⁰. In een

⁸ *Blootstelling aan PAK in de wegenbouw*. Stichting Arbouw en CROW, april 1993.

⁹ Dat wil zeggen een concentratie in de directe omgevingslucht van de werknemer, bijvoorbeeld de machinist van een freesmachine

¹⁰ *Hulpmiddel voor arbeidshygiënische beoordeling van secundaire grondstoffen in de (wegen)bouw*. VBW-Asfalt, november 1995.

ander onderzoek (zie voetnoot 32) wordt een concentratie vermeld van 0,19 mg/m³ ná het treffen van beheersmaatregelen (i.c. vernevelen van water). Voor het treffen van deze maatregelen lag de concentratie een factor 10-20 hoger, dus 1,9-3,8 mg/m³. De gegevens hebben betrekking op respirabel stof. De concentratie inhaleerbaar stof ligt ruwweg een factor 2 hoger.

Overslag en transport

Overslag en transport zijn twee belangrijke handelingen waarbij stof verwaait zijn. Vooral bij de overstort in open laadbakken van vrachtauto's komt veel stof vrij. In een Amerikaans onderzoek van EPA¹¹ worden emissiefactoren voor stof vastgesteld voor de verwerking van zand en grind in een range van 4,2 E⁻³ tot 0,98 kg per ton verwerkt product. Dit is dus een verliespercentage van 0,00042 – 0,098%. Deze waarden betreffen het gehele proces van ontginning, classificatie, transport en opslag.

Het merendeel van de geraadpleegde bronnen over transport richt zich op emissies van PAK via uitlaatgassen. Zo is onder meer door de provincie Utrecht onderzoek verricht naar de effecten van afstroming en verwaaiing van verontreinigingen uit het wegverkeer¹². Dit betreft echter vooral verwaaiing vanaf het wegdek van allerlei stoffen, grotendeels afkomstig van uitlaatgassen. Dergelijke onderzoeken zijn niet bruikbaar voor informatie over de verwaaiing die bij het bewerken en transport van TAG optreedt¹³.

Mengen tot immobilisaat

Tijdens de bewerking van granulaire restmaterialen treden eveneens stofemissies op. In het MER LAP zijn waarden gegeven voor de verwaaiing die optreedt in een menginstallatie voor verbrandingsreststoffen¹⁴. Voor AVI-vliegass is die emissie gesteld op 0,29 g per ton verwerkt vliegass, ofwel 2,9 E⁻³ %. Bij AVI-slak is aangenomen dat een emissie door verwaaiing niet optreedt, omdat de stuifgevoeligheid geringer is. Bij de menginstallatie voor immobilisaten van A&G op de Maasvlakte treden wel stofemissies op maar in een gesloten omgeving. Het stof zelf wordt teruggehouden.

In hetzelfde Amerikaans onderzoek als hierboven genoemd zijn emissiefactoren voor stof gegeven van 0,01-0,03% (totaal stof) en 0,0025-0,0075% (stof PM₁₀). Dit betrof eveneens een menginstallatie. Bij het mengproces in een asfaltinstallatie meldt VBW-Asfalt concentraties van gemiddeld 1,7 mg/m³ (4 metingen). Een andere rapportage van Stichting Arbow en CROW geeft gemiddelde waarden voor het mixen én transport van asfalt van 0,4-3,6 mg/m³, met maximum waarden tot 7,2 mg/m³.

Aanbrengen TAGRAC

Ook bij het aanbrengen van TAGRAC kunnen stofemissies optreden. VBW-Asfalt geeft voor het verspreiden en verdichten van BRAC stofconcentraties van gemiddeld 0,3 mg/m³.

Er zijn ook meetgegevens over het aanbrengen van (warm)asfalt. Hier worden gemiddelde totaalstofconcentraties gemeten van 0,8 – 1,5 mg/m³ op de locatie, met uitschieters tot 6,4 mg/m³. In de waarde zit ook de emissie van asfaltrook. Bij het aanbrengen van koude mengsels worden concentraties van 0,5 mg/m³ gerapporteerd. Deze waarde lijkt beter van toepassing voor het onderhavige onderzoek.

¹¹ *Emission Factor Documentation for AP-42, Section 11.19.1, Sand and Gravel Processing*. For U. S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Emission Factor and Inventory Group, April 1995

¹² *Milieuaspecten Verkeer en Infrastructuur 2*. Provincie Utrecht, RWS Directie Utrecht, januari 2000.

¹³ Luchtverontreiniging van wegverkeer wordt vooral toegerekend aan emissies uit de uitlaat ('verbrandingsproducten'), slijtageprocessen ('bandenslijtage, remvoeringen, bewegende motoronderdelen') en opwaaiend wegestof, dat gedeeltelijk ook uit neergeslagen verbrandings- en slijtageproducten bestaat.

¹⁴ *Milieu-effectrapport Landelijk Afvalbeheerplan. Achtergronddocument A01 Balansen, reststoffen en uitloging*. Afval Overleg Orgaan, 2002.

Intermezzo Verwaaiing door opslag

TAG wordt soms tijdelijk opgeslagen. Omdat vraag en aanbod nooit exact op elkaar aangesloten zijn, zal er vrijwel altijd sprake zijn van enige tijdelijke opslag. Ook bij koude verwerking (buiten Nederland) zal sprake kunnen zijn van tijdelijke opslag. Bij veel puinbrekers bijvoorbeeld worden ook nu al granulaten opgeslagen voordat deze verder verwerkt worden.

Tijdens opslag kan verwaaiing plaatsvinden van stof dat PAK bevat. Echter, asfaltgranulaat wordt ingedeeld in stuifklasse S4 of S5 van de NeR. Dat wil zeggen dat het materiaal niet of nauwelijks stuifgevoelig is. Verwaaiing van stof tijdens opslag nemen we in deze studie dan ook niet mee.

Het duidelijk zijn dat er nauwelijks gegevens beschikbaar zijn die representatief zijn voor de verwaaiing van stof tijdens de levensketen van TAG/TAGRAC. Bovendien zijn waarden van gemeten concentraties niet zonder meer bruikbaar voor de risicobeoordeling die we in deze studie toepassen. Dat model gaat namelijk uit van de input van een emissieflux (hoeveelheid per tijdseenheid) in plaats van concentraties.

Op grond van de summiere informatie is evenwel een keuze gemaakt (zie tabel 1) voor mogelijk optredende stofemissies in de keten van TAG/TAGRAC. Hierbij vormen de gerapporteerde waarden bij menginstallaties het vertrekpunt. Dus een gemiddeld stofverlies van 0,02% leidt tot een concentratie van 1,7 mg/m³ lucht. De verlieshoeveelheden bij frezen en aanbrengen van TAGRAC zijn vervolgens afgeleid van gemiddeld gemeten concentraties van 4,2 mg/m³ resp. 0,5 mg/m³. Voor transport en overslag is de hoogste verliesfactor uit de range genomen (0,98%) maar gedeeld door 2 om te corrigeren voor niet-relevante processen.

Deze relatie tussen verliesfactoren en gemeten concentraties is verre van betrouwbaar. Er zijn verschillen in de aard van de processen en in de proefomstandigheden. Op grond van de summiere informatie is dit echter de enige manier om een kwantitatieve schatting te maken.

Tabel 1 Geschatte stofemissies uit TAGRAC door verwaaiing

Handeling	Waarde	Toelichting
Frezen	0,05%	Gemeten concentratie van 4,2 mg/m ³ ongeveer factor 2,5 hoger dan concentratie bij menginstallatie
Overslag en transport	0,05%	Afgeleid van hoogste waarde uit Amerikaanse waarden voor bewerking van zand en grind. Factor 2 lager genomen omdat de oorspronkelijke waarden ook andere processen dan overslag en transport meenemen
Opslag	0%	Zie intermezzo op vorige pagina
Bewerking (mengen)	0,01%	Oorspronkelijke waarde 0,02%. Gemiddelde van Amerikaanse waarden voor totaal stof bij menginstallaties van granulaire materialen. Hier is de helft genomen voor correctie op stofbeheersingsmaatregelen en voor cementstof
Aanbrengen	0,0065%	Gemeten concentratie van 0,5 mg/m ³ ongeveer factor 3 lager dan concentratie bij menginstallatie
Totaal	0,1165%	

Om de genoemde percentages toe te passen voor de berekening van emissievrachten is een inschatting nodig van de totale hoeveelheid te verwerken TAG. Voor deze studie gaan we er van uit dat alle vrijkomende TAG via de koude route wordt verwerkt. Indien het koud hergebruik van TAG in Nederland zou zijn toegestaan, zal dat vanwege het prijsverschil de thermische verwerking goeddeels verdringen. Tevens gaan we ervan uit dat de hoeveelheid vrijkomend TAGRAC gebaseerd kan worden op de

hoeveelheid vrijkomend TAG. Met deze veronderstellingen kunnen de hoeveelheid stof becijferen die tijdens 1 cyclus van het materiaal vrijkomt. **In dit geval bedraagt die circa 1,05 kton (1.048.500 kg) per jaar gebaseerd op het vrijkomen van 900 kton TAGRAC per jaar.** Deze hoeveelheid stof komt gemiddeld over een jaar vrij. Pieken en dalen als gevolg van intensieve werkzaamheden of juist het ontbreken daarvan, worden hierdoor uitgevlakt. We nemen verder aan dat tussen het moment van frezen en aanbrengen betrekkelijk weinig tijd zit (enkele dagen tot enkele weken). Wel is van belang dat het stof ontstaat op veel verschillende plaatsen. Een inschatting van het lokale risico door EUSES gaat uit van een puntbron emissie, waarbij men het risiconiveau op 100 m afstand van de bron bekijkt. In dit geval bedraagt de afstand 100 meter aan weerszijden van het wegvak dat hierdoor als een puntbron met een lengte van 200 meter wordt beschouwd. De vrijkomende stofhoeveelheid dient in dit gebied plaats te vinden. Dit kan als volgt geschat worden. De 900 kton TAGRAC heeft een dichtheid van 2400 kg/m³. De dikte van het materiaal dat gefreesd wordt bedraagt ongeveer 30 cm. De breedte van de wegconstructie wordt op ongeveer 20 m geschat, waarbij aangenomen is dat het meeste TAGRAC van snelwegen komt. Dit levert een lengte aan gefreesd materiaal op van 62,5 km en dus 312 eenheden van 200 meter. EUSES bepaalt het risico van stoffen op 100 m afstand van de emissiebron. Op deze afstand wordt het risico dus bepaald door twee bijdragen van de naast elkaar liggende stukken asfalt. De totale emissie van verwaaiend stof dient dan gedeeld te worden door $312/2 = 156$. De aanname wordt hier gemaakt dat de totale bijdrage door stofverwaaiing in een ring van 100 m plaatsvindt.

Het stof bevat PAK in concentraties zoals gegeven in tabel 4 op pagina 22. De totale vracht aan vrijkomend PAK door stofverwaaiing en de vracht per risico-eenheid van 200 m is nu te becijferen. Tabel 2 geeft de emissie van PAK door 1,05 kton verwaaiend stof gedurende een jaar.

Tabel 2 Emissie van PAK door verwaaiend stof (van TAGRAC)

Parameter	Gehalte (mg/kg)	Totale emissie (kg/jaar)	Emissie per risico-eenheid van 200 m (kg/d) ¹
Naftaleen	3,0	3,15	6,73E-05
Anthraceen	68,2	71,5	1,53E-03
Fenantreen	610,6	640,2	1,37E-02
Fluorantheen	682,0	715,1	1,53E-02
Benz[a]anthraceen	265,2	278,1	5,93E-03
Chryseen	250,4	262,5	5,61E-03
Benzo[k]fluorantheen	113,7	119,2	2,54E-03
Benzo[a]pyreen	421,2	441,6	9,42E-03
Benzo[ghi]peryleen	129,0	135,3	2,89E-03
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	127,9	134,1	2,86E-03

¹ Uitgaande van 300 emissiedagen per jaar en een factor 156.

De totale hoeveelheid PAK die zo jaarlijks en gedurende meerdere jaren naar de lucht wordt verspreid (gebonden aan stof), bedraagt circa 2,8 ton. Dit is ongeveer 0,4% van de totale hoeveelheid die jaarlijks in Nederland wordt geëmitteerd via vooral verkeer en industriële bronnen (zie deel I van deze studie en aldaar hoofdstuk 4).

Voor thermisch verwerkt TAG is een vergelijkbare berekening te maken. Hier rekenen we alleen met een stofemissie van 0,05% door overslag en transport. Het frezen van TAG rekenen we niet mee want die handeling is niet onderscheidend voor beide verwerkingsopties. De optredende emissies zijn derhalve een factor 2,3 kleiner, dus ongeveer 1,2 ton PAK (10 van VROM) en treden alleen het eerste jaar op.

4.3 Emissie door uitloging

Een asfaltwegconstructie is aan de bovenkant waterdicht. Scheuren worden hersteld omdat vochtindringing de stabiliteit van de constructie kan bedreigen. Hemelwater zal de funderingslaag dus niet bereiken en geen contact hebben met eventueel aanwezig teerhoudend materiaal.

Aan de onderkant is er wel sprake van contact met vocht door condensatie, capillaire processen of doordat de grondwaterstand tijdelijk (veel) hoger is dan normaal. In funderingslagen ligt het vochtgehalte typisch tussen 5 en 10%. Over het precieze gedrag van vocht in dergelijke constructies is niet veel kennis beschikbaar.

Tot voor kort waren weinig betrouwbare data voorhanden over de uitloging van organische verontreinigingen uit bouw- en afvalstoffen. De reden hiervoor is dat een gestandaardiseerde methode ontbrak. Alle eventuele beschikbare informatie over uitloogwaarden van voor 2004 zijn daarom discutabel en soms ronduit onbetrouwbaar (mondeling mededeling dhr. Orbons, ATM Moerdijk). In 2004 zijn echter een tweetal normen van kracht geworden die een gestandaardiseerde bepaling van het uitlooggedrag van organische verontreinigingen uit bouwstoffen mogelijk maakt. Dit zijn NEN 7374 voor niet-vormgegeven materialen (kolomproef) en NVN 7376 voor vormgegeven materialen (diffusieproef). In het kader van de evaluatie en ontwikkeling van deze testen zijn door ECN¹⁵ diverse uitloogonderzoeken beoordeeld en uitgevoerd, waaronder de uitloging van PAK uit TAG. De uitloging van PAK in een kolomproef blijkt gering te zijn, namelijk circa 0,06% (bij L/S=10) van de samenstelling. De maximale beschikbaarheid voor uitloging (bij hoge pH en hoog DOC-gehalte) bedraagt circa 3,9% (bij L/S=100) van de samenstelling.

Tabel 3 geeft de gegeven waarden voor de maximale beschikbaarheid voor uitloging van individuele PAK. De eveneens beschikbare uitloogwaarden uit de kolomtest zijn hier niet genoemd omdat koud gestabiliseerd TAG zich gedraagt als een vormgegeven bouw materiaal.

De individuele uitloogwaarden worden toegepast voor het risicobeoordelingmodel. De somparameters (10 van VROM, 6 van Borneff) zijn hiervoor minder geschikt. In verspreiding- en lotgevallenmodellen worden namelijk stofintrinsic gegevens ingevoerd. Deze zijn voor een somparameter niet goed af te leiden. Bovendien worden de verwachte concentratie in het milieu getoetst aan milieu- en volksgezondheids criteria. Deze zijn soms wel voor somparameters opgesteld maar worden beschouwd als betrekkelijk onnauwkeurig omdat de individuele PAK verschillende werkingsmechanismen hebben en dus moeilijk te groeperen zijn.

Tabel 3 Overzicht gegevens uitloging PAK uit TAG

Parameter	Uitloging (mg/kg)	Bron	Opmerkingen
PAK totaal (10)	0,983	Dit rapport	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Naftaleen	0,066	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Anthraceen	0,050	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Fenantreen	0,638	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Fluorantheen	0,155	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Benz[a]anthraceen	0,018	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Chryseen	0,019	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Benzo[k]fluorantheen	0,008	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Benzo[a]pyreen	0,011	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
Benzo[ghi] peryleen	0,010	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12

¹⁵ R.N.J. Comans (ed.) *Development of standard leaching tests for organic pollutants in soils, sediments and granular waste materials*. ECN, VTT, DHI, BG-Technology, Iwaco, Commissioned by the EC, December 2001

Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,008	ECN et al	Beschikbaar voor uitloging bij pH=12
------------------------	-------	-----------	--------------------------------------

De rapportage van ECN geeft ook enkele samenstellingswaarden voor individuele PAK in TAG. Het gegeven totale PAK-gehalte (10 van VROM) bedraagt ongeveer 2.500 mg/kg. Andere totaalgehalten zijn gevonden in rapportages van RIVM, VITO, Bolk en de FNV. Alle waarden hebben betrekking op teerhoudend materiaal. ECN geeft als enige waarden voor individuele PAK. Dit zijn meetwaarden gevonden in teerhoudend asfaltgranulaat. Tabel 4 geeft een overzicht van de gevonden samenstellingswaarden.

Tabel 4 Overzicht gegevens samenstelling PAK in TAG

Parameter	Gehalte (mg/kg)	Bron	Opmerkingen
PAK totaal (10)	2.462,58 690 100 – 3.000 14.500 1.500	Dit rapport RIVM VITO (B) Bolk ¹⁶ FNV ¹⁷	Optelling van individuele waarden van ECN Gemeten aan teerhoudend asfalt Teerbitumen met 8-20% PAK Gehalte in asfaltmix Somparameter PAK niet gedefinieerd
Naftaleen	3,02	ECN et al	-
Anthraceen	68,24	ECN et al	-
Fenantreen	610,60	ECN et al	-
Fluorantheen	682,02	ECN et al	-
Benz[a]anthraceen	265,19	ECN et al	-
Chryseen	250,41	ECN et al	-
Benzo[k]fluorantheen	113,73	ECN et al	-
Benzo[a]pyreen	212,47 630	ECN et al Bolk	- Gehalte in asfaltmix
Benzo[ghi]peryleen	128,96	ECN et al	-
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	127,94	ECN et al	-

Let wel, de gegevens in tabel 3 en 4 zijn van toepassing op teerhoudend asfaltgranulaat. Over het uitlooggedrag van koud gestabiliseerd TAG als een vormgegeven bouwstof zijn nog minder concrete waarden bekend. Een onderzoek uit 1995 geeft voor asfaltgranulaatemulsiement¹⁸ een waarde van 25 mg/m² (gemeten in een 64 dagen diffusieproef) en vermeldt dat voor BRAC (nu TAGRAC geheten) deze waarde een factor 2-3 hoger ligt¹⁹. De emissie uit BRAC zou dan 50-75 mg/m² bedragen. Het is onbekend welk PAK gehalte dit materiaal had. Wel wordt gesteld dat er geen lineaire relatie is tussen de samenstelling en de uitloging uit koud gebonden materiaal.

In een ander onderzoek van Intron worden emissiewaarden voor asfaltgranulaat-emulsiement gevonden van rond de 10 mg/m² in een 64 dagen test. Als eerdergenoemde factor 2-3 voor TAGRAC wordt gehanteerd, zou dit neerkomen op een waarde van 20-30 mg/m².

Een andere wijze om de emissie per vierkante meter te berekenen is door gebruik te maken van de gegevens uit tabel 3. De emissie wordt dan als volgt berekend (zie voetnoot 21):

¹⁶ Bolk, Ir.H.J.N.A. en Zwan, ir. J.Th. van der. *Thermal conversion of tar-containing asphalt integrated into the asphalt production process in combination with energy recovery and re-use of minerals*. Proceedings 2nd Eurasphalt & Eurobitume Congress, Barcelona, 2000

¹⁷ *Asfalteren en gezondheid. De risico's van het werken met oud (teer)asfalt*. Bouw en Houtbond FNV, 1997

¹⁸ Hierin is naast cement een emulsiestof toegevoegd.

¹⁹ Onstenk, ir. H.J.C.M. (Intron) *Hergebruik van teerhoudend asfalt: milieu-aspecten*. Artikel in *Wegen*, nummer 6, 1995

$$E(t) = E_{\text{bes}} \cdot d_b \cdot \sqrt{(D_c/\pi)} \cdot \sqrt{t}$$

$E(t)$ is de emissie in een bepaalde tijd uitgedrukt in mg/m^2 . Hier berekenen we de emissie in 64 dagen omdat we een vergelijking willen maken met de meetwaarde uit het onderzoek van Intron. De E_{bes} is de gemeten beschikbaarheid voor uitloging uitgedrukt in mg/kg (zie tabel 3). De d_b is de dichtheid van het materiaal. Een waarde voor de in-situ dichtheid van TAGRAC na verdichting van ongeveer $1.900 \text{ kg}/\text{m}^3$ is gegeven²⁰. De D_c is een maat voor de mobiliteit van de stof. We gaan hier uit van een lage mobiliteit dat wil zeggen een D_c van $1 \cdot 10^{-12}$.

De berekende waarde voor (ongebonden) TAG bedraagt $7,8 \text{ mg}/\text{m}^2$. Na stabilisatie zal de uitloging vermoedelijk nog lager zijn, hoewel door sommigen is geopperd dat bij de toch al lage gemeten uitloogwaarden de additionele invloed van cement op de uitloging betrekkelijk gering zal zijn.

Op grond van de gemeten en berekende waarden die hierboven zijn gegeven, gaan we uit van een uitloging uit koud gestabiliseerd TAG van $30 \text{ mg}/\text{m}^2$. Dit is ruwweg een rekenkundig gemiddelde van de drie beschikbare waarden van $62,5 \text{ mg}/\text{m}^2$, $25 \text{ mg}/\text{m}^2$ en $7,8 \text{ mg}/\text{m}^2$. Let wel, dit is een waarde voor de PAK somparameter (10 van VROM). Voor de individuele uitloogwaarden hanteren we de onderlinge verhouding op grond van de waarden uit tabel 4 als schatter omdat meetgegevens per individuele PAK hiervoor ontbreken.

De relatie tussen gemeten emissies in laboratoriumtesten en daadwerkelijk emissies uit een werk benaderen we met de emissieformules die ten behoeve van het Bouwstoffenbesluit zijn ontwikkeld²¹. Hierin wordt de emissie gemeten in de 64 dagen standtest vertaald naar een emissie over bijvoorbeeld 25 jaar volgens de volgende rekenregel:

$$E_{25 \text{ jaar}} (\text{mg}/\text{m}^2) = E_{64 \text{ dagen}} (\text{mg}/\text{m}^2) \cdot f_{\text{ext}} \cdot f_{\text{temp}}$$

De f_{ext} is een factor die rekening houdt met uitputting van de stof (hier: PAK) in het materiaal én de veranderingen in diffusiegedrag in de loop der tijd. De factor is afhankelijk van de dikte van het bouw materiaal, de mate van bevochtiging van het materiaal maar vooral ook van de mobiliteit van de stof. Hierover is geen informatie voorhanden. We zijn er hier van uitgegaan dat PAK in koud gebonden TAG een geringe mobiliteit zullen hebben. Voor de mate van bevochtiging worden in de rapportage van RIVM twee scenario's beschreven: een met permanente bevochtiging en een met periodieke bevochtiging. Rekening houdend met (het niet optreden van) uitputting en uitgaande van funderingen als zijnde permanent bevochtigde toepassingen bedraagt de extrapolatiefactor dan 2,4 voor 1 jaar, 7,6 voor 10 jaar en 11,9 voor 25 jaar.

In het Bouwstoffenbesluit is bij een categorie 2 bouwstof een bovenafdekking vereist, waarbij een (theoretische) reductie van 90% van de uitloging wordt bewerkstelligd. Binnen het Mammoet-onderzoek is gebleken dat er een significante afname van de uitloging plaatsvindt wanneer het materiaal een bovenafdekking heeft. De onderzoekers konden echter geen kwantitatieve uitspraak doen over de specifieke reductie van uitloging onder afdekking²¹. De reductie met 90% factor is niet onderbouwd met gegevens uit empirisch onderzoek, maar kan wel worden gebruikt om de invloed van bovenafdekking vast te stellen. We beschouwen de funderingslagen hier toch als periodiek bevochtigde materialen omdat door condensatie en capillaire effecten er permanent vocht aanwezig is.

²⁰ Orval, L.H.J.G., Boom, W.C. van den, Janssen, J.A.M. *Teerbreekasfaltcement fundering*. Tijdschrift Otar, nr.6, 1994

²¹ Aalbers et al. *Milieuhygiënische kwaliteit van primaire en secundaire bouwmaterialen in relatie tot hergebruik en bodem- en oppervlaktewaterenbescherming*. RIVM 771402006, RIZA 93042, dec. 1993.

De f_{temp} is een factor die bedoeld is om te corrigeren voor het verschil in temperatuur in een laboratoriumtest en de gemiddeld lagere temperatuur in praktijkcondities. De waarde voor deze factor bedraagt 0,7.

Om de berekende uitloging en extrapolatiefactoren te vertalen naar een emissie uit een werk, gaan we uit van de jaarlijkse hoeveelheid koud gestabiliseerd TAG. Als uitgangspunt is aangehouden dat jaarlijks 900 kton koud gestabiliseerd TAG wordt ingezet als funderingsmateriaal. De toevoeging van 2-3% cement is hierbij verwaarloosd. Dit leidt weliswaar tot meer materiaal maar ook tot een kleine 'verdunding' dat theoretisch ook tot lagere uitloging door diffuse leidt.

Onder de aanname dat de funderingslaag 30 cm dik is, kan de jaarlijkse vrijkomende hoeveelheid worden herleid tot één fictief werk met een totale oppervlakte van ongeveer 1.580.000 m². De dichtheid van het in-situ materiaal is 1.900 kg/m³. De aldus berekende jaarlijkse emissies worden gebruikt in het te hanteren risicobeoordelingmodel.

Rekenvoorbeeld: de uitloging van fluorantheen in 1 jaar bedraagt hier 22,1 kg (1.580.000 m² * 13,96 mg.m⁻²). De totale uitloging van PAK in 1 jaar wordt zo geschat op 79,6 kg. Dat is ongeveer 0,6% van de totale Nederlandse emissie naar de bodem die in deel I van de studie is geschat (zie hoofdstuk 4 aldaar).

Tabel 5 geeft de berekende emissiewaarden per vierkante meter en per jaar voor alle individuele PAK gegeven.

Tabel 5 Berekende emissiewaarden uit koud gestabiliseerd TAG

Parameter	Uitloging in 64 dagen (mg/m ²)	Uitloging in 1 jaar (mg/m ²)	Uitloging in 10 jaar (mg/m ²)	Uitloging in 25 jaar (mg/m ²)
		$f_{temp} = 0,7$	$f_{temp} = 0,7$	$f_{temp} = 0,7$
		$f_{ext} = 2,4$	$f_{ext} = 7,6$	$f_{ext} = 11,9$
PAK totaal (10)	30	50,40	159,60	249,90
Naftaleen	0,0365	0,06	0,19	0,30
Anthraceen	0,83	1,39	4,42	6,91
Fenantreen	7,44	12,50	39,58	61,98
Fluorantheen	8,31	13,96	44,21	69,22
Benz[a]anthraceen	3,23	5,43	17,18	26,91
Chryseen	3,05	5,12	16,23	25,41
Benzo[k]fluorantheen	1,385	2,33	7,37	11,54
Benzo[a]pyreen	2,59	4,35	13,78	21,57
Benzo[ghi]perylene	1,57	2,64	8,35	13,08
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	1,56	2,62	8,30	12,99

4.4 Emissies uit TAGRAC via asfaltcentrales

In hoofdstuk 3 is toegelicht dat het niet onrealistisch is om te veronderstellen dat bij opname van granulaat een hoeveelheid teerhoudend materiaal wordt meegenomen. Dit materiaal zal vervolgens in asfaltcentrales worden opgewerkt tot nieuw asfalt. Hierbij treden emissies op van PAK, hetzij direct, hetzij indirect in stofgebonden vorm. Om een kwantitatieve schatting te kunnen maken hebben we hier aangenomen dat bij een geschatte freesnauwkeurigheid van 1 cm en een laagdikte van 30 cm voor de fundering, ongeveer 3,3% van het teerhoudende materiaal op deze manier wordt meegenomen in de reguliere productketen. Bij een jaarlijks vrijkomen van TAGRAC van 900 kton zou dit betekenen dat circa 29.700 ton in de reguliere keten wordt verwerkt. Momenteel wordt een betrekkelijk constante hoeveelheid

van circa 2 miljoen ton asfaltgranulaat per jaar toegepast voor hergebruik in asfalt²². De bijdrage van teerhoudend materiaal zou in dit geval gemiddeld ongeveer 1,5% zijn.

Een nuttige exercitie om de risico's van PAK uit asfaltcentrales in beeld te brengen is verricht door RIVM voor een specifieke installatie in Drenthe²³. Let wel: deze voorgenomen asfaltcentrale verwerkt geen teerhoudend materiaal. De case is echter nuttig vanwege de systematiek die is gehanteerd om risico's van PAK in kaart te brengen, hetgeen ook de doelstelling van dit rapport is.

RIVM concludeert dat de uitstoot aan stoffen uit de geplande asfaltcentrale nauwelijks leidt tot een significante verhoging van de 'normaal' voorkomende concentratie in de lucht op leefniveau en de 'normaal' voorkomende depositie. De inhalatoire en orale blootstelling van omwonenden en werknemers van omliggende bedrijven aan schadelijke stoffen afkomstig uit de asfaltcentrale ligt ruim onder de gezondheidkundige normen en grenswaarden voor deze stoffen. De emissies uit de centrale hebben dus geen directe gevolgen voor de volksgezondheid.

We zullen de gevolgde werkwijze overnemen in de risicobeoordeling in deze studie (zie hoofdstuk 5). Hier zullen we allereerst een schatting presenteren van de extra emissies die kunnen optreden door de verwerking van teerhoudend materiaal in een asfaltcentrale.

De studie is gericht op een moderne asfaltcentrale waar bitumenasfalt wordt geproduceerd, dat wil zeggen asfalt waarin bitumen met een PAK-gehalte van $< 1,5$ mg/kg is verwerkt. Het PAK-gehalte in asfalt zelf is ongeveer een factor 20 lager omdat we uitgaan van een gemiddeld bitumengehalte in asfalt van 5%²⁴.

In het specifieke geval van de installatie in Drenthe bedraagt de voorgenomen uurproductie maximaal ongeveer 180 ton/uur (jaarproductie is 250.000 ton) en leidt dat tot een PAK-emissie (PAK 16 van EPA) van 7,3 gram per uur in de meest ongunstige situatie. De gemiddelde productie bedraagt 145 ton/uur. Als hierin 1,5% teerhoudend materiaal wordt verwerkt zal de PAK-emissie toenemen. De aanwezige PAK, al dan niet stofgebonden, in teerhoudend materiaal zullen gedeeltelijk uit de asfaltcentrale worden geëmitteerd. In deze studie houden we een scenario aan waarin 1,5% van de uurproductie, of te wel 2,2 ton, gevormd wordt door teerhoudend materiaal waardoor ongeveer 5,5 kg PAK (10 van VROM, zie tabel 4) per uur als extra input in de centrale wordt gebracht.

Als we het aandeel van 1,5% teerhoudend materiaal in regeneratieasfalt consistent willen aanhouden, moeten we er rekening mee houden dat asfaltcentrales gemiddeld 42% asfaltgranulaat (gegevens 2000) toepassen tijdens de productie. De bijdrage van teerhoudend materiaal op de totale input van een asfaltcentrale moet dan met een factor 0,42 gecorrigeerd worden.

Om een indruk te krijgen van de extra emissies als gevolg van de mogelijke verwerking van teerhoudend materiaal is een input-output analyse opgesteld. Die analyse is beknopt omdat de emissie van PAK uit een asfaltcentrale maar deels gerelateerd is aan de ingaande granulaire materialen. Het type brandstof (gas, olie) en de procesomstandigheden bepalen eveneens in hoge mate de emissie. In deze studie hebben we de PAK emissie als gevolg van brandstoftype en procesomstandigheden als een constante factor beschouwd. De verandering in PAK emissie is derhalve alleen afhankelijk gemaakt van de verandering in aard en kwaliteit van de ingaande granulaire materialen.

Van de asfaltcentrale die door RIVM is doorgerekend, is een theoretisch model gemaakt om de relatie tussen ingaande materialen en emissie in kaart te brengen. De kwaliteit van bitumen is afgeleid van een tweetal bronnen uit een rapportage van Concawe²⁵. De hier gehanteerde waarden zijn het rekenkundig gemiddelde van de opgegeven bandbreedte. Als de opgegeven waarde 'nd' (not detectable) is, is uitgegaan

²² *Asfalthergebruik. Gegevens over 2000*. VBW-Asfalt, 2001

²³ M.G. Mennen en S. van Dijk *Beoordeling van de potentiële gezondheidsrisico's voor de omgeving door de emissies van een geplande asfaltcentrale in Meppel* RIVM Rapport 609023007, 2005.

²⁴ Dit verschilt per type asfalt en is afhankelijk van de gewenste asfaltkwaliteit.

²⁵ *Bitumens and bitumen derivatives*. Concawe, product dossier 92/104, 1992.

van een detectielimiet van 0,02 mg/kg. Het aandeel bitumen in de totale input is geschat op 5% en voor de totale input is een gemiddelde productie van 145 ton/uur aangehouden.

Gegevens van het aandeel individuele PAK in de totale emissie zijn verkregen van RIVM en afgeleid van eerdere studies van TAUW. Voor benzo[a]pyreen is een aandeel van 0,4% genomen. De gehalten zijn onnauwkeurig omdat het aantal meetwaarden beperkt is. Bovendien is de totale hoeveelheid niet 100% omdat de studie van RIVM uitgaat van de 16 van EPA en wij van de kleinere set van de 10 van VROM.

Tabel 6 PAK in asfaltcentrale: input door bitumen en output door luchtemissies

Parameter	Gehalte in bitumen (mg/kg) Concawe, 1992	Input (g/uur)	Aandeel in de output (%) RIVM, 2004	Output (g/uur)	Ratio output/input (%)
PAK totaal (10)	?	?	68,4	5,0	?
Naftaleen	?	?	40	2,9	?
Anthraceen	nd - 0,3	1,4	0,2	0,015	1,01
Fenantreen	0,4 - 7,3	34,7	9	0,7	1,90
Fluorantheen	nd - 2,0	9,1	2,5	0,2	2,01
Benzo[a]anthraceen	nd - 2,1	9,5	15	1,1	11,48
Chryseen	<0,1 - 8,9	40,1	0,1	0,007	0,02
Benzo[k]fluorantheen	?	?	1	0,07	?
Benzo[a]pyreen	nd - 2,5	11,3	0,4	0,03	0,26
Benzo[ghi] peryleen	<0,1 - 4,6	20,8	0,1	0,007	0,04
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	nd - <0,1	0,5	0,1	0,007	1,35

De laatste kolom van tabel 6 geeft het percentage van de input weer dat ook daadwerkelijk geëmitteerd wordt. De geschatte verwerking van teerhoudend materiaal en de samenstelling van teerhoudend materiaal conform tabel 4 kunnen nu gebruikt worden om de extra emissies te bepalen. Dit is weergegeven in tabel 7 op de volgende bladzijde. De eerder genoemde factor 0,42 is hierin eveneens verwerkt.

We hebben hier wederom een gemiddelde berekening gemaakt door van het gehalte PAK in bitumen, die bepalend is voor de ratio tussen input en output van de centrale, het rekenkundig gemiddelde van de range te nemen. Vanwege het belang van deze parameter hebben we hier een range genomen waarin ook de 10-percentiel waarde wordt meegenomen. Daardoor neemt de ratio output/input met een factor 5 toe. Het percentage individuele PAK in de emissie is ook een onzekere factor. In een rapport van Vito zijn andere waarden gevonden²⁶. Voor benzo[a]pyreen, de meest maatgevende PAK voor de risico-beoordeling, is de bijdrage in het PAK profiel hier kleiner (namelijk 0,015%) zodat de berekende extra emissie van benzo[a]pyreen afneemt. We hebben vanwege onzekerheid over de kwaliteit van de Vito-gegevens de waarden van RIVM en Vito hier niet uitgemiddeld.

Tabel 7 Extra PAK emissie door verwerking teerhoudend materiaal

Parameter	Input (g/uur)	Ratio output/input (%)	Output (g/uur) gemiddeld	Output (g/uur) 90%-perc.
Naftaleen	8,2	?	?	?
Anthraceen	184,2	1,01	0,8	3,9
Fenantreen	1648,6	1,90	13,1	65,6
Fluorantheen	1841,5	2,01	15,5	77,6

²⁶ Jacobs, A. et al. *Eindrapport Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor Asfaltcentrales*. VITO, 2001.

Benzo[a]anthraceen	716,0	11,48	34,5	172,6
Chryseen	676,1	0,02	0,1	0,3
Benzo[k]fluorantheen	307,1	?	?	?
Benzo[a]pyreen	1136,7	0,26	1,3	6,4
Benzo[ghi]peryleen	348,2	0,04	0,1	0,3
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	345,4	1,35	2,0	9,8

De totale jaarlijkse emissie als gevolg van verwerking van 29.700 ton TAGRAC in een asfaltcentrale kan becijferd worden op circa 1,4 ton PAK (10 van VROM) per jaar. Deze emissie zal overigens pas gaan optreden meerdere jaren nadat TAGRAC in Nederland is toegepast. Dat zal in veel gevallen na minimaal 10 jaar het geval zijn en in deze studie gaan we uit van gemiddeld 25 jaar. Anderzijds is het geschetste scenario niet ondenkbeeldig voor in het verleden toegepast teerhoudend BRAC dat in de nabije toekomst wordt opgenomen in een materiaalketen.

5. Risicobeoordeling

5.1 Inleiding

Er zijn verscheidende instrumenten beschikbaar die een analyse van een beschreven milieu- of volksgezondheidsprobleem kunnen ondersteunen. Veel gebruikte instrumenten zijn de levenscyclus-analyse (LCA), risico-analyse (RA), stofstroomanalyse (SFA) of milieueffectrapportage (MER).

Op grond van een aantal overwegingen hebben wij een keuze gemaakt voor de lokale risico-analyse. Hier hanteren we een andere, wel breed geaccepteerde, risicoanalysemethode zoals in het Intermezzo is omschreven (berekening PEC/PNEC-ratio²⁷ en 'Margins of Safety').

Bij de gekozen werkwijze hebben verder een aantal overwegingen een rol gespeeld:

- Er is weliswaar sprake van een vergelijking met een andere verwerkingsmogelijkheid van TAG, namelijk thermische verwerking, maar niet van een integrale vergelijking. Dit betekent dat aspecten zoals energiegebruik, transport, grond- en hulpstoffengebruik niet tot de onderzoeksvraag behoren en dat een instrument zoals LCA minder op zijn plaats is;
- De onderzoeksvraag richt zich weliswaar op een vergelijking met andere PAK-bronnen maar niet zozeer op een beleidsevaluatie van alle maatregelen gericht tegen de verspreiding van PAK. Daarom is het instrument van de SFA hier minder geschikt.

Voor bouwstoffen bestaat al een instrument voor de afkadering van milieurisico's, namelijk het Bouwstoffenbesluit (Bsb). Hier wordt de berekende emissie gerelateerd aan overschrijdingen van de streefwaarde voor bodem (1% in 100 jaar) of de grenswaarde voor water (10% in 4 dagen). Het Bsb is echter niet gericht op actuele risico's maar toetst alleen aan de 'opvulling' tot een gestelde limiet. Bovendien is de methodiek niet van toepassing op organische verontreinigingen zoals PAK omdat hiervoor (destijds) geen gestandaardiseerde uitloogproeven beschikbaar waren en over de relatie tussen emissie en immissie nog onvoldoende bekend was.

Op grond van bovenstaande overwegingen en de eigenschappen van verschillende toepasbare instrumenten (zie Intermezzo hieronder), is het instrument van de risico-analyse gekozen als het meest toepasselijke instrument. Dit instrument is geschikt om zowel de risico's voor milieu als voor de volksgezondheid in kaart te brengen en is zo in staat antwoord te geven op de hier gestelde onderzoeksvragen. Dit laat onverlet dat in de toekomst andere instrumenten, zoals LCA of SFA, een nuttige rol kunnen spelen indien andere onderzoeksvragen zich aandienen.

Intermezzo Instrumenten voor onderzoek naar milieueffecten

Afhankelijk van de doelstelling van het onderzoek en de geformuleerde onderzoeksvraag, wordt een te hanteren instrument geselecteerd. In dit geval kunnen onder meer een drietal relevante instrumenten worden geïdentificeerd.

Om te bepalen wat het milieurisico is van een verontreiniging, gebruik gemaakt worden van risicoanalyse en/of ecologische instrumenten. Met de risicoanalyse (RA) kan worden bepaald of er bepaalde No-Effect-Levels worden overschreden. Een bekend model voor de beoordeling van stoffen is EUSES. Dit model karakteriseert het risico van een stof voor milieu en volksgezondheid door de concentratie van de stof in ecosystemen of blootstelling van mensen te schatten en deze te vergelijken met een berekend niveau waarop daadwerkelijk effecten kunnen gaan optreden. Er is dus sprake van verschillende rekenmodules zoals een verspreidingsmodule, een blootstellingmodule en een risico-module.

²⁷ Ratio tussen *predicted environmental concentration* en *predicted no-effect concentration*.

Stofstroomanalyse (SFA) is een instrument dat gebaseerd is op het gebruik van massabalansen (in dit geval stof- of elementbalansen) maar er een veel verdergaande analyse aan koppelt. In een stofstroomanalyse worden de stromen van een stof door economie en milieu gekwantificeerd. Met name de uitwisseling tussen economie en milieu (emissies en onttrekkingen) is vanuit het oogpunt van de milieuproblematiek relevant. Uit dit overzicht kunnen verbanden tussen de verschillende stromen worden afgeleid die gebruikt kunnen worden om een model te maken. Dit model kan dan op zijn beurt gebruikt worden om de effectiviteit van bepaalde maatregelen op bepaalde probleemstromen te bepalen. Sterke kant van stofstroomanalyse (SFA) is dat kan worden geanalyseerd waar een bepaalde specifieke verontreiniging (stof- of stofgroep) vandaan komt en wat de beste plaats in keten is om in te grijpen. Verder kunnen met stofstroomanalyse maatregelen worden vergeleken op basis van effecten op stofstromen in een bepaald gebied. Stofstroomanalyse wordt vaak gebruikt op een wat groter schaalniveau zoals een land of een provincie maar in principe kan het instrument ook voor lagere schaalniveaus worden gebruikt zoals een regio of zelfs één specifieke akker.

De levenscyclusanalyse (LCA) kan worden gebruikt om, naast de lokale milieu-effecten die met de risico-analyse kunnen worden bepaald, een indruk te krijgen van de effecten elders in de keten. In een LCA worden alle milieu-ingrepen in gehele keten bij elkaar opgeteld om voor ieder alternatief te komen tot een milieuprofiel. Het voordeel van de LCA is dat het de milieubelasting van producten of processen met vergelijkbare functies inzichtelijk en systematisch in kaart brengt zodat een onderlinge vergelijking mogelijk is. Door de ketengerichte aanpak wordt voorkomen dat milieuproblemen worden verplaatst, bijvoorbeeld van milieuthema naar milieuthema, in plaats van verminderd. Een belangrijk nadeel van LCA is dat locatiespecifieke effecten zoals die te maken hebben met de lokale verontreiniging van het grondwater, die juist in dit voorbeeld belangrijk zijn, in principe niet in een LCA kunnen worden meegenomen.

Voor de concrete uitwerking van de PEC/PNEC-benadering maken we gebruik van het model EUSES. EUSES is een beslissingsondersteunend systeem voor de evaluatie van risico's van stoffen voor de mens en het milieu. Het model wordt zowel in Nederland als binnen de Europese Unie veelvuldig toegepast. Een korte beschrijving van het model is te vinden in bijlage 2.

Er zijn andere modellen beschikbaar die een aanvulling vormen op EUSES. Zo is door RIVM en Alterra het model GeoPearl ontwikkeld om het gedrag van bestrijdingsmiddelen te beschrijven²⁸. Dit model kan in beginsel ook andere organische verontreinigingen modelleren. Het model houdt beter rekening met de complexiteit van bodemsystemen dan voorgaande modellen en is op dat onderdeel dus nauwkeuriger dan EUSES. Een ander model, CSOIL, geeft beter inzicht in de risico's van blootstelling aan bodemverontreiniging²⁹. Het kwantificeert routes waarlangs mensen worden blootgesteld aan een stof door ingestie van grond door kinderen, inhalatie van binnenlucht en de consumptie van groenten. Binnen de reikwijdte van deze studie bleek het niet goed mogelijk om de diverse geavanceerde(re) modellen te combineren. Hoewel EUSES in sommige aspecten minder goed is uitgewerkt (bijvoorbeeld de verspreiding van stof) biedt dit model de meest complete benadering om het gedrag van stoffen in zowel lucht, (grond)water als bodem te volgen. Voor andere modellen geldt dat deze op onderdelen soms meer gespecialiseerd zijn maar minder breed zijn uitgewerkt om verspreiding, blootstelling en risico's te bepalen in diverse milieucompartimenten en voor zowel de mens als het milieu. Om die reden hebben we de verspreidingsberekeningen met EUSES uitgevoerd, ook al omdat dit model zeer breed bekend en geaccepteerd is in zowel Nederland als de EU. In één geval maken we hierop een

²⁸ Tiktak A, Linden AMA van der, Boesten JJTI. *The GeoPEARL model. Description, applications and manual*. RIVM rapport 716601007, Bilthoven, 2003.

²⁹ Rikken MGJ, Lijzen JPA, Cornelese AA. *Evaluation of model concepts on human exposure; Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL*. RIVM Rapport 711701022, Bilthoven, 2001.

uitzondering, namelijk bij de modellering van PAK emissies uit een asfaltcentrale (zie §4.3). Hiervoor is een studie van RIVM beschikbaar die sterk gerelateerd is aan deze studie. Als verspreidingsmodule heeft RIVM gebruik gemaakt van het Nationaal Model Lucht. De uitkomsten zijn getoetst aan de invloed op de bestaande achtergrondconcentraties en aan volksgezondheidnormen. We achten het niet logisch om een totaal andere aanpak te kiezen dan RIVM, ook als dit consistent zou zijn met de werkwijze die voor de twee andere typen emissies geldt. We hebben het scenario bij asfaltcentrales wel berekend met EUSES maar dit dient vooral ter controle van de basisberekening.

5.2 Uitwerking emissies in EUSES

EUSES bevat een uitgebreide set invulvelden die gerelateerd zijn aan de aard en omvang van de emissies, de karakteristieken van de milieucompartimenten, de eigenschappen van de desbetreffende stof en de wijze van opname door de mens. De aard en omvang van de emissies zijn toegelicht in hoofdstuk 4. In veel gevallen zijn de default-waarden in EUSES gehandhaafd. De opnameroutes voor de mens zijn bijvoorbeeld onveranderd gebleven. Dus alle defaultwaarden van EUSES zijn opgenomen voor onder meer orale (drinkwater, voedsel) en inhalatoire opname. De intrinsieke stoffeigenschappen van de PAK zijn afkomstig van diverse bronnen zoals geschetst in deel I behorende bij dit onderzoek. Een overzicht hiervan is gegeven in bijlage 2.

Een drietal vormen van emissies zijn beoordeeld:

- Emissies door verwaaïng van stof met daaraan geadsorbeerde PAK;
- Emissies door uitloging uit funderingslagen naar grondwater en bodem;
- Emissies door gedeeltelijke verwerking van TAGRAC in asfaltcentrales (zie §5.3).

Emissies door verwaaïng van stof

Emissies als gevolg van verwaaïng van stof zijn uitgedrukt als een kortstondige puls op een locatie³⁰. Het gaat hier weliswaar om verschillende emissiemomenten bij het frezen, overslag/transport en mengen maar in veel gevallen ook zijn dit handelingen die op of vlakbij een werk plaatsvinden. Het is dan redelijk om al deze stofemissies gezamenlijk per locatie te bepalen. Een locatie wordt bepaald door de in het risicoprogramma gedefinieerde grootte (in EUSES 100 m van een puntbron). De lengte van de puls hangt af van de omvang van het werk en is natuurlijk zeer variabel. We hebben hier een tijdsduur van 5 dagen aangehouden gebaseerd op een aandeel van 1,5% teerhoudend materiaal gedurende een jaar.. Voor stoffen waarvoor geen drempelwaarde geldt maar een virtuele risicodosis is vastgesteld op grond van een risico bij levenslange blootstelling (hier: benzo[a]pyreen) zijn we uitgegaan van drie materiaalcycli gedurende een mensenleven. Er zijn derhalve drie pulsen doorgetrokken.

De emissievracht is berekend op grond van de hoeveelheid vrijkomend stof ($\pm 1,05$ kton/jaar) en de samenstelling hiervan conform tabel 4. De PAK die door verwaaïng van stof vrijkomen, zijn geadsorbeerd aan dit stof. Met name voor de zwaardere PAK geldt dat de adsorptiecoëfficiënt hoog is. Dat wil zeggen dat de PAK aan de stof gebonden blijven. We hebben de PAK hier gemodelleerd als zijnde een dampvormige emissie. EUSES heeft namelijk geen goede mogelijkheid om stofgebonden emissies te modelleren! Wel is de emissie als een lokale emissie bestempeld zodat vooral de effecten op korte afstand (100 meter) van de bron worden bekeken. Hierdoor is het effect van deze onnauwkeurigheid mogelijk beperkt.

Emissie door uitloging

Emissies door uitloging zijn uitgedrukt als een flux (mg/dag) uit een fictief werk met een oppervlakte van 1.580.000 m². De emissie door uitloging hebben we als emissie in het regionale systeem behandeld. Dit komt doordat het lokale systeem geen mogelijkheid biedt om emissies naar de bodem en grondwater te

³⁰ Door deze wijze van modelleren zijn de effecten kleiner dan bij verwerking van TAGRAC in asfaltcentrales (zie pagina 31) waar de emissies weliswaar kleiner zijn maar gedurende het gehele jaar optreden.

modelleren. Bovendien willen we juist de bovenlokale (=regionale) verspreiding van PAK door uitloging bekijken en de mogelijke daarmee gepaard gaande invloed op drinkwater.

Wij hebben het systeem wel verkleind tot een oppervlakte van 400 km². Dit is een redelijke omvang in relatie tot de omvang van het fictieve werk. De default-waarde voor het regionale systeem in EUSES was 40.000 km² oftewel ongeveer de oppervlakte van Nederland.

Tenslotte dient opgemerkt te worden dat de inputparameters van de fysische eigenschappen van de zeer hydrofobe PAK zoals de wateroplosbaarheid en de dampspanning zich boven de in EUSES gehanteerde limieten bevinden. De heeft geen gevolgen voor de uitkomsten omdat de gehanteerde limieten een hogere mobiliteit weergeven en daardoor een hoger risico vertegenwoordigen. Het hanteren van de limieten is dan al een veilige keuze.

Emissie door verwerking TAGRAC in asfaltcentrales

De berekeningen in EUSES zijn uitgevoerd door de extra emissie per uur uit tabel 7 in te voeren. Dit is berekend als een flux in kg/dag gedurende 250 werkdagen. Een dag heeft gemiddeld 16 werkuren.

De emissie is als een lokale emissie bestempeld zodat vooral de effecten op korte afstand (100 meter) van de bron worden bekeken.

Tabel 8 geeft de risicokarakterisatie ratio's voor de milieucompartimenten die met EUSES zijn berekend. De meest kritische parameters zijn vetgedrukt. De uitkomsten voor verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale komen verderop in het hoofdstuk aan de orde (pagina 33, onder tabel 11).

Tabel 8 Risicokarakterisatie ratio's van PAK uit TAGRAC voor milieucompartimenten

Parameter	Emissies door stofverwaaiing		Emissies door uitloging		
	Bodem	Zoet water sediment	Bodem	Zoet water	Zoet water sediment
Naftaleen	6,15 E-10	0	3,35 E-11	2,86 E-08	2,86 E-08
Anthraceen	3,72 E-07	0	2,14 E-07	1,28 E-05	2,45 E-05
Fenantreen	4,59 E-08	0	5,70 E-08	3,75 E-06	7,20 E-06
Fluorantheen	5,46 E-07	0	1,54 E-06	1,31 E-03	2,55 E-02
Benzo[a]anthraceen	8,36 E-06	0	4,26 E-07	6,32 E-05	1,25 E-03
Chryseen	1,01 E-05	0	2,36 E-06	9,33 E-06	1,85 E-04
Benzo[k]fluorantheen	9,43 E-06	0	2,30 E-07	1,38 E-05	2,74 E-04
Benzo[a]pyreen	2,37 E-04	0	1,37 E-07	2,06 E-05	4,10 E-04
Benzo[ghi]peryleen	2,22 E-05	0	5,80 E-07	3,21 E-05	6,38 E-04
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	6,68 E-06	0	1,11 E-05	3,41 E-04	6,77 E-03

Uit de berekeningen blijkt dat de risicokarakterisatie ratio's (RCR) klein zijn. Afhankelijk van de individuele stof en compartiment (water, sediment, bodem) liggen de ratio's in de orde grootte van 10⁻² tot 10⁻¹¹. Als de RCR groter is dan 1, praat men van een mogelijk risico door een stof.

De meest kritische parameters zijn de uitloging van fluorantheen en indeno[123]pyreen en de emissie van benzo[a]pyreen via stof. Voor indeno[123]pyreen bevonden enkele inputparameters zich boven de in het programma gehanteerde limieten. De uitkomst lijkt dan ook te hoog te zijn. Fluorantheen veroorzaakt via grondwater een belasting van watersystemen en bedreigt met name organismen in het sediment.

Voor alle parameters is hier uitgegaan van een (realistisch) worst case scenario. Alleen voor de emissie door uitloging is niet vast te stellen of hier sprake is van een worst case. Dit is hier ten dele ondervangen door een uitloging te veronderstellen uit een zeer groot werk. In de werkelijke situatie is sprake van diverse kleinere werken die in hun regionaal verspreidingsgebied een geringere invloed zullen hebben. Het is daarom niet waarschijnlijk dat de uitloging 3 orde groottes is onderschat.

Het algemene beeld is dat de emissies van PAK uit TAG door stofverwaaiing en uitloging geen tot zeer geringe risico's voor het milieu opleveren.

Van 5 PAK ontbreken de juiste waarden voor de inputparameters. De humane blootstelling via het milieu is tot nu toe alleen opgesteld voor naftaleen, anthraceen, Fenantreen, fluorantheen en benzo[a]pyreen. Voor de blootstellingsroute in EUSES zijn de meest relevante eindpunten bepaald door uitkomsten van experimenten met herhaalde dosistoxiciteit, mutageniteit/ carcinogeniteit en reprotoxiciteit.

De risicotabel voor mensen blootgesteld aan PAK via het milieu maakt een onderscheid tussen effecten met een drempelwaarde en zonder een drempelwaarde. Bij effecten met een drempelwaarde wordt een veiligheidsmarge (Margin of Safety = MOS) bepaald. Dit is de verhouding tussen een berekende geen effect concentratie volgens de methodiek beschreven in de EU TGD (Technical Guidance Document) en de berekende blootstellingsconcentratie. Hoe groter deze verhouding hoe lager het risico dus wordt ingeschat.

Bij sommige effecten bestaat geen drempelwaarde, zoals te verwachten is bij een aantal PAK vanwege haar genotoxische en carcinogene effecten, of zijn deze drempelwaarden nog niet eenduidig vastgesteld. Hier wordt dan een blootstellingsmarge (Margin Of Exposure = MOE) door EUSES bepaald volgens de richtlijnen van de EU TGD. Men gaat hierbij uit van de T25 of CED waarde (zie bijlage 1) om een minimale effectconcentratie te bepalen. In deze studie is deze werkwijze alleen voor benzo[a]pyreen uitgevoerd.

In de berekeningen worden een groot aantal omrekeningsfactoren toegepast om de onzekerheden en variabiliteit in de extrapolaties van de experimentele data naar de situatie voor de mens mee te nemen. Deze zijn afgeleid conform de EU TGD en in de afgelopen jaren niet gewijzigd.

Tabel 9 Risico voor mensen blootgesteld aan PAK uit TAGRAC via het milieu

	Emissies door stofverwaaiing	Emissies door uitloging
Parameter	MOS/MOE	MOS/MOE
Naftaleen	5,55E+09	3,92E+10
Anthraceen	3,04E+10	4,34E+10
Fenantreen	4,19E+09	1,16E+09
Fluorantheen	4,68E+07	4,58E+08
Benzo[a]anthraceen	nb	nb
Chryseen	nb	nb
Benzo[k]fluorantheen	nb	nb
Benzo[a]pyreen	2,15 E+04	3,52E+07
Benzo[ghi]peryleen	nb	nb
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	nb	nb

Nvt = niet van toepassing. Nb = niet berekend.

Het algemene beeld is dat de emissies van PAK uit TAG door stofverwaaiing en uitloging geen tot zeer geringe risico's voor de volksgezondheid en het milieu opleveren. Ook in worst case situaties is een overschrijding van risiconiveaus niet waarschijnlijk.

Uit de berekeningen blijkt dat de MOS en MOE groot zijn, in de ordegrootte variërend van 10^{+4} tot 10^{+12} . De meest kritische parameter is met afstand de emissie van benzo[a]pyreen door verwaaiing van stof. Het overgrote deel van de blootstelling hangt samen met de opname van voedsel dat verontreinigd is geraakt met stof. De berekening van het risico van benzo[a]pyreen komt goed overeen met waarden gegeven door

JECFA (Joint FAO/WHO expert committee on food additives) waar bij vergelijkbare opname van benzo[a]pyreen een MOE van 25.000 is becijferd³¹.

5.3 Uitwerking emissies in Nationaal Model Lucht

RIVM heeft een onderzoek verricht naar de mogelijke gezondheidsrisico's in de omgeving van een mogelijk te vestigen asfaltcentrale. Hierbij is gebruik gemaakt van het Nationaal Model Lucht. Dit luchtverspreidingsmodel is ontwikkeld door onder andere de KEMA, TNO en het RIVM. De concentratie op leefniveau – en de depositieflux van een component als gevolg van de emissie uit een bron kunnen worden berekend met behulp van een verspreidingsmodel. Om de verspreidingsberekening te kunnen uitvoeren, heeft RIVM gegevens over de bron (schoorsteenhoogte, afgasdebiet, etc.) de omgeving overgenomen uit de milieuvergunningaanvraag. In de risico-analyse is ingegaan op de bijdrage van (onder meer) de PAK emissies uit de asfaltcentrale op gemeten achtergrondconcentratie, de mate van blootstelling door verschillende opnameroutes en de relatie met bestaande normstelling. Tabel 10 geeft een overzicht van de bevindingen die voor deze studie het meest relevant zijn.

Tabel 10 Resultaten RIVM-analyse PAK emissies uit asfaltcentrale

	Achtergrond-concentratie (ng/m ³)	Toename concentratie rond centrale (ng/m ³)	Chronische grenswaarde ¹ (ng/m ³)
PAK totaal	140	0,13 – 0,23	-
Naftaleen ²	60	0,04 – 0,11	3.000
Benzo[a]pyreen	0,6	0,0004 – 0,0011	1

¹ Er is geen chronische grenswaarde voor totaal PAK's afgeleid, alleen voor benzo(a)pyreen en naftaleen.

² Naftaleen is gekozen als representant van de vluchtige PAK's.

³ Benz(a)pyreen is gekozen omdat ze de meest carcinogene PAK is en er om die reden strenge luchtkwaliteitseisen aan zijn gesteld. Benzo[a]pyreen wordt ook gebruikt als indicator van alle carcinogene PAK's en als representant van de stofgebonden PAK's.

De toename aan emissies zoals berekend in §4.4 vertaalt zich lineair naar een effect op de achtergrondconcentratie. Voor naftaleen en benzo[a]pyreen zijn concentraties berekend door RIVM. Voor naftaleen kon geen ratio output/input worden berekend (zie tabel 6). We schatten hier dat 25% van de input aan naftaleen ook geëmitteerd zal worden. De bijdrage aan de achtergrondconcentratie is echter zeer gering. Dit komt vooral door de lage concentratie naftaleen in teerhoudend materiaal waardoor zelfs bij een hoge output/input ratio geen grote extra emissie optreedt. Bovendien zijn de huidige achtergrondconcentraties ver verwijderd van concentraties waarbij chronische effecten kunnen optreden.

Voor benzo[a]pyreen is de bijdrage aan stijgende achtergrondconcentratie wel significant. Op grond van de extra emissie van 1,3 - 6,4 gram/uur (zie tabel 6) is de toename van de achtergrondconcentratie circa 8-30% afhankelijk van het percentage PAK uit de input dat daadwerkelijk geëmitteerd wordt. In dat geval wordt een concentratie bereikt die vlak onder het acceptabele niveau ligt. Zie tabel 11 ter toelichting en tabel 10 voor achtergrondconcentraties in dit specifieke geval. Achtergrondconcentraties verschillen per locatie en zijn afhankelijk van lokale milieudruk door vooral verkeer en industrie. Op drie van de vier in 2001 nog operationele meetpunten in Nederland worden al over een langere reeks van jaren metingen uitgevoerd: De Rijp (regionale achtergrond), Wijk aan Zee (industriële belast) en Rotterdam (stadsachtergrond). Gedurende de jaren '90 lagen de jaargemiddelde concentraties van benzo[a]pyreen op

³¹ JECFA, 64th meeting, feb. 2005, summary and conclusions

http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_report_64_final.pdf

deze meetlocaties steeds onder de norm. Sinds 1990 zijn de benzo[a]pyreenconcentraties ongeveer gelijk gebleven. De concentratie op de industriële locatie is gemiddeld hoger dan op de andere locaties³².

Tabel 11 Resultaten IVAM-analyse PAK emissies uit asfaltcentrale door verwerking TAGRAC

	Extra toename concentratie door verwerking TAGRAC (ng/m ³)	Chronische grenswaarde (ng/m ³)
Naftaleen	0,07	3.000
Benzo[a]pyreen	0,042 - 0,2	1

De geschatte blootstelling door orale opname zal eveneens stijgen. Op grond van gemodelleerde depositieberekeningen en beschouwde opnameroutes door orale opname heeft RIVM een bijdrage aan de opname berekend van 0,075 ng benzo[a]pyreen per kg lichaamsgewicht per dag. Het overgrote deel van deze bijdrage wordt veroorzaakt door de consumptie van gewassen uit (volks)tuinen. De achtergrondblootstelling bedraagt circa 2,7 ng benzo[a]pyreen per kg lichaamsgewicht per dag. De acceptabele blootstelling ligt op 5 ng per kg lichaamsgewicht per dag.

Door de extra emissie van benzo[a]pyreen zal de blootstelling toenemen en eveneens vlak onder de acceptabele dagelijkse opname liggen. Hier is tevens relevant dat we werken met een realistische gemiddelde situatie met betrekking tot de input van TAGRAC in asfaltcentrales die is uitgemiddeld over een jaar. Op piekmomenten kan die input hoger zijn en zal de blootstelling evenredig toenemen.

De controleberekeningen met EUSES geven een gedeeltelijke bevestiging van dit beeld. De extra emissies van fluorantheen en benzo[a]anthracen leiden voor het milieucompartiment bodem tot risiconiveaus van 0,1-0,3. Dat is in dezelfde ordegrootte als de berekende waarde voor benzo[a]pyreen. Dit is echter toeval omdat de waarden betrekking hebben op verschillende endpoints, namelijk het milieucompartiment bodem versus de blootstelling door voedselopname. De risico's als gevolg van blootstelling aan benzo[a]pyreen door voedselopname komen bij de controleberekening met EUSES ongeveer 1 ordegrootte lager uit. Het kan zijn dat de conservatieve schatting van RIVM hier een rol speelt. Hierin is alle op het gewas gedeponeerde PAK's biologisch beschikbaar en is geen rekening gehouden met afspoeling van stofdeeltjes door regenval tijdens de groei en door wassen van de sla voor consumptie.

Op grond van bovenstaande concluderen we dat in een gemiddelde situatie er geen directe overschrijding van risiconiveaus voor milieu en volkgezondheid zal optreden door de mogelijke verwerking van TAGRAC in asfaltcentrales. Hierbij is uitgegaan van het feit dat alle TAGRAC gelijkmatig wordt verdeeld over al het te produceren nieuwe asfalt. In worst case situaties (waarbij in één asfalt centrale meer dan gemiddeld TAGRAC wordt verwerkt) zijn risico's voor de volksgezondheid door emissies van benzo[a]pyreen niet uit te sluiten, zeker als dit gepaard gaat met reeds verhoogde achtergrondconcentraties. In dergelijke situaties leiden de emissies van fluorantheen en benzo[a]anthracen tot risico's voor het milieucompartiment bodem.

Omdat de aannames hier relevant zijn voor de conclusies van deze studie, staan we wat langer stil bij de vraag wanneer sprake is van een gemiddelde situatie en wanneer sprake is van een worst case situatie. Een overweging hierbij is dat de meetnauwkeurigheid bij de ingangscontrole van asfaltcentrales circa 250 mg/kg bedraagt. Bij een gemiddeld PAK-gehalte in TAGRAC van 2.500 mg/kg, zou theoretisch maximaal 10% van dit materiaal kunnen worden ingenomen. Dit is te kenschetsen als een worst case situatie waarbij ruim 6x zo veel PAK wordt geïmitteerd als nu is becijferd.

Een gemiddelde situatie zou bestaan uit een aandeel van TAGRAC van ongeveer 5%, dus ongeveer 3x zo groot als nu is becijferd. Dit bevestigt de conclusie dat in een gemiddelde situatie geen directe

³² *Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2002: jaargemiddelde concentratie benzo[a]pyreen*. RIVM, rapport 500037004, april 2004

overschrijding van risiconiveaus zal optreden. Anderzijds versterkt het ook de gedachte dat de verhoogde emissieniveaus gemakkelijk tot een overschrijding van acceptabele risiconiveaus kan leiden als er lokaal al sprake is van verhoogde achtergrondconcentraties.

Relevant is hier de vraag of asfaltcentrales in staat zijn met hun huidige (of toekomstige) acceptatiecriteria de instroom van teerhoudend materiaal te weren. De concentraties aan PAK in asfaltgranulaat worden door de branche als kritisch beschouwd voor de acceptatie van asfaltgranulaat. Daarom is op initiatief van de NCOB³³ een instructie opgesteld waarmee onder meer de acceptatie-eisen voor de asfaltcentrales zijn vastgelegd. In de instructie zijn de richtlijnen gegeven voor het minimale onderzoek dat benodigd is voor aanlevering aan een asfaltcentrale, tevens is aangegeven welke gegevens aangeleverd dienen te worden om acceptatie mogelijk te maken. Anderzijds zal het PAK gehalte in TAGRAC worden uitgemiddeld met de input van andere, schone materiaalstromen. De gehalten zullen daardoor vermoedelijk onder de waarde komen die nog goed en efficiënt meetbaar zijn (circa 250 mg/kg). Tenslotte concludeert de VROM milieu-inspectie: 'de acceptatieprocedures die puinbrekers en asfaltcentrales hanteren om TAG te ontdekken, zijn wisselend van kwaliteit. Hierdoor kan niet worden uitgesloten dat TAG ten onrechte als AG wordt geaccepteerd en verwerkt.'

³³ Nederlandse Cluster Organisatie Bouwstoffen

6. Arbeidshygiënische risico's

6.1 Inleiding

Zoals eerder vermeld maakt dit rapport een onderscheid tussen risico's voor milieu en volksgezondheid versus de arbeidshygiënische risico's voor werknemers in de sector. Zo'n onderscheid is gebruikelijk bij de analyses van risico's van stoffen. Bij risico's voor werknemers treden op door lokaal (sterk) verhoogde concentraties van contaminanten waarmee werknemers gedurende langere tijd in aanraking kunnen komen. Anderzijds zijn werknemers beter in staat om gerichte maatregelen te treffen om de risico's te voorkomen of verkleinen. Bij milieu en volksgezondheid is er meer sprake van risico's op langere termijn, calamiteiten daargelaten, waarbij een langdurige blootstelling tot effecten leidt. De risicogroep zal bovendien niet of nauwelijks gerichte maatregelen treffen om de blootstelling te verminderen. Er is daarom qua emissiemodule, blootstelling en effectbeoordeling een wezenlijk verschil tussen risico's voor milieu en volksgezondheid en de risico's voor werknemers. Om die reden zijn de arbeidshygiënische risico's niet kwantitatief in de vorige hoofdstukken behandeld maar worden deze hier beschreven op grond van reeds bestaande inzichten.

Vooral in het midden van jaren negentig zijn diverse studies verricht naar de risico's van blootstelling aan PAK voor werkers in de wegenbouwsector. Een aantal van deze rapportages zijn al genoemd in hoofdstuk 5 en afkomstig van VBW Asfalt en de Stichting Arbouw. Ook recent echter zijn relevante studies verricht bijvoorbeeld naar het effect van stofbeperkende maatregelen bij freesmachines op de blootstelling aan stof³⁴. In dit hoofdstuk beschrijven we de bevindingen van diverse studies naar arbeidshygiënische risico's en evalueren mede in relatie tot de andere uitkomsten in deze studie.

6.2 Overzicht bestaande studies

In de jaren '90 is voor teerhoudend asfaltgranulaat vastgesteld dat de arbeidshygiënische risico's door blootstelling aan stof betrekkelijk gering zijn. Echter, het rapport vermeldt tevens dat deze conclusie afhangt van de PAK gehalten in TAG. Het rapport schat dat hergebruik bij gehalten boven de 1.180 mg/kg alleen onder voorwaarden en bij gehalten boven de 2.520 mg/kg in het geheel niet zou moeten worden toegestaan. Deze laatste waarde ligt rond het gehalte dat we in deze studie als maatgevend voor TAG hanteren.

Let wel, deze getallen hebben betrekking op koud hergebruik van TAG maar niet op TAGRAC dus met cement gestabiliseerd materiaal. Zo is de bovenstaande beoordeling gebaseerd op een stofconcentratie van 5 mg/m³ als tijdgewogen gemiddelde concentratie over 8 uur of 10 mg/m³ als tijdgewogen gemiddelde concentratie over 15 minuten. Als referentie in deze studie gaan we uit van een concentratie in de lucht van 4,2 mg/m³ tijdens frezen onder de aanname dat tijdens het frezen van TAGRAC een lagere stofemissie (factor 2) optreedt. Dat betekent dat de blootstelling vermoedelijk geringer is dan in de studie van VBW-Asfalt naar voren komt.

Direct orale opname zal bij een normale bedrijfsvoering nauwelijks voorkomen. De belangrijkste opnameroutes zijn inhalatie van stof en dermale blootstelling. Inhalatoir contact met vrijkomend stof moet bij alle voorkomende koude bewerkingen als dominante risico-factor worden beschouwd³⁵. In dezelfde rapportage wordt het werk van CROW werkgroep 14 'Hergebruik van asfalt met teer' aangehaald waarin sprake is van een potentieel risico op blootstelling aan stofgebonden PAK, bijvoorbeeld benzo[a]pyreen. Overschrijdingen van gezondheidkundige waarden (advieswaarde destijds 0,315 µg benzo[a]pyreen per m³ lucht) kunnen voorkomen als daggemiddelde overschrijdingen tijdens het

³⁴ Rooij, J.G.M. van (IndusTox). *Sterke reductie van de emissie van kwarts, stof en PAK bij freeswerkzaamheden in de wegenbouw is mogelijk*. In: Tijdschr. toegep. Arb. 2005 suppl 1. Abstracts 14e NVVA-symposium. Zeist, april 2005.

³⁵ Protocol 'Koude bewerkingen met teerhoudend asfalt'. VBW-Asfalt, 199?

frezen. Bij alle koude bewerkingen aan teerhoudend asfalt(granulaat) zal de jaargemiddelde inhalatoire blootstelling aan benzo[a]pyreen de advieswaarde naar verwachting niet overschrijden. Ter vergelijking: in een Nederlands onderzoek³⁶ naar blootstelling bij werknemers bij een cokes-oven werden concentraties gevonden van 0,01 – 13,0 µg benzo[a]pyreen/m³. De variatie in waarden hangt samen met de locatie van de werkplek ten opzichte van de oven. In een Duits onderzoek³⁷ werden vergelijkbare bevindingen gedaan. Op de werkplek met de hoogste blootstelling werd een gemiddelde waarde bepaald van 7,4 µg/m³ (range 0,12 – 16,26 µg/m³). In de aluminiumindustrie treedt blootstelling op via de koolstofanode die bij de elektrolyse gebruikt worden. IPCS rapporteert voor benzo[a]pyreen concentraties van 0,19 – 4,4 µg/m³ en <0,1 – 48 µg/m³ uit een tweetal studies³⁸. De concentraties zijn afhankelijk van het type proces cq. anode.

Een set aan beheersmaatregelen wordt geopperd om de gezondheidkundige risico's verder tot een minimum te beperken. Deze set bestaat uit een viertal typen potentiële maatregelen:

- Maatregelen aan de bron (bijv. vernevelen van water, beperking valhoogte);
- Ventilatie;
- Scheiding mens en bron;
- Persoonlijke bescherming (bijv. adembescherming, huidbescherming).

In het ander onderzoek van IndusTox wordt ingegaan op stofbeheersingsmaatregelen³⁴. De maatregelen bestaan uit het vernevelen van water met een toeslagstof tijdens het frezen. Gemeten concentraties in de ademzone (freesmachinist) bedragen gemiddeld 0,19 mg/m³ respirabel stof. Voor het treffen van deze maatregelen lag de concentratie een factor 10-20 hoger, dus 1,9-3,8 mg/m³. De gegevens hebben betrekking op respirabel stof. De concentratie inhaleerbaar³⁹ stof ligt ruwweg een factor 2 hoger.

Het rapport van de FNV (zie voetnoot 17) stelt dat sterk met teer verontreinigd asfalt ook bij koud hergebruik tot risico's voor de gezondheid kan leiden. Er is geen voorstel gedaan voor een kwantitatieve afbakening van 'sterk' verontreinigd asfalt. Het rapport geeft bovendien aan dat stofemissies vooral optreden omdat TAG vrij droog is. In deze studie richten we ons echter op koud gestabiliseerd TAG waaruit naar verwachting minder stof vrijkomt. Het rapport beschrijft vervolgens een set beheersmaatregelen die sterk overeenkomen met bovengenoemde maatregelen van VBW-Asfalt.

6.3 Resumé

In meerdere studies in het verleden is gekeken naar potentiële arbeidsrisico's van het werken met teerhoudend materiaal (TAG). De rapporten geven aan dat in het algemeen de risico's beperkt zijn. Tijdens piekmomenten bij het frezen zijn de potentiële risico's het grootst. Bij de hoge concentraties PAK die gemiddeld in TAG kunnen voorkomen, kan er dan sprake zijn van grotere risico's en dienen beschermende maatregelen te worden getroffen.

De beschikbare rapporten gaan niet specifiek in op het koude hergebruik van TAG en verwerking van TAGRAC in de toekomst. Bij TAGRAC is naar verwachting sprake van lagere stofemissies tijdens het frezen en zijn de PAK bovendien sterker vastgelegd in de materiaalmatrix. We schatten daarom dat de risico's voor werknemers laag zijn. Omdat de initiële risico's al klein zijn en omdat beschermende maatregelen goed mogelijk zijn, achten we de risico's voor volksgezondheid en milieu (zie hoofdstuk 5) maatgevender voor de risico's die samenhangen met koud gestabiliseerd TAG.

³⁶ Rooij, J.G.M. et al *Estimation of individual dermal and respiratory uptake of PAH in 12 coke oven workers*. Br J Ind Med 1993; 50(7):623-632

³⁷ Strunk, P. et al *Ambient and biological monitoring of coke plant workers – determination of exposure to PAH*. Int Arch Occup Environ Health 2002; 75(5): 354-358

³⁸ IPCS (International Programme on Chemical Safety). Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. WHO, Geneva 1998: Environmental Health criteria 202.

³⁹ Inhaleerbaar stof is de totale hoeveelheid ingeademd stof waarvan een deel door hoesten verwijderd wordt of ingeslikt kan worden. Respirabel stof is het fijne stof (tot 10 µm) dat in de luchtwegen dringt.

7. Conclusies en kanttekeningen

7.1 Conclusies

Het blijkt mogelijk om een risicobeoordeling uit te voeren van PAK die in niet gereinigd (en koud gestabiliseerd) teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) aanwezig zijn. Er kan dus ook een antwoord gegeven worden op de twee relevante onderzoeksvragen voor deze studie:

- In hoeverre kunnen PAK uit koolteer en TAG zich door het milieu verspreiden?
- Is te kwantificeren wat de verschillen in risico voor milieu en volksgezondheid zijn tussen nuttige toepassing na thermische behandeling en nuttige toepassing na koude immobilisatie?

De risicobeoordeling is maar ten dele opgesteld op grond van vastgestelde meetwaarden en verder met behulp van een aantal aannames en uitgangspunten (zie hierover ook §7.2). Koude stabilisatie en hergebruik als secundair materiaal is in Nederland immers al meer dan 10 jaar niet meer toegestaan. Praktijkgegevens zijn dan ook vrijwel niet beschikbaar. We hebben desondanks de emissies van PAK vastgesteld voor een drietal routes:

- Door verwaaiing van stof bij diverse proceshandelingen (overslag, transport, etc.);
- Door uitloging uit een werk;
- Door (onbedoelde) verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale.

De conclusie is dat de risico's van verspreiding van PAK door verwaaiing van stof en door uitloging uit een werk klein zijn. Dit geldt zowel voor de risico's voor milieu als die voor de volksgezondheid. De mate van verspreiding is dermate klein en diffuus dat er nauwelijks sprake is van concrete risico's. De absolute verspreiding van PAK is vanzelfsprekend wel veel groter dan bij thermische verwerking van TAG. In het laatste geval vindt naar schatting in het eerste jaar een luchtemissie plaats van circa 1,2 ton (PAK 10 van VROM). Dit is ongeveer 0,18% van de totale hoeveelheid die jaarlijks in Nederland wordt uitgestoten door met name verkeer en industriële bronnen. Bij TAGRAC zijn de luchtemissies groter (jaarlijks circa 2,8 ton) en deze zullen bovendien nog zeker tientallen jaren optreden. Bij de toepassing van TAGRAC is bovendien sprake van uitloging van PAK. De uitloging is echter beperkt doordat de matrix van asfaltgranulaat en cement zeer geschikt is om PAK vast te houden, en bedraagt in absolute termen circa De totale uitloging van PAK in 1 jaar wordt zo geschat op 79,6 kg. Dat is ongeveer 0,6% van de totale Nederlandse emissie naar de bodem.

Een ander uitgangspunt van deze studie is dat bij het opnemen van asfaltlagen er een hoeveelheid TAGRAC wordt vermengd met bovenliggend asfalt. Deze hoeveelheid is geschat op circa 30.000 ton per jaar. Dit materiaal wordt hoeveelheid gelijkmatig over de totale hoeveelheid asfalt wordt verspreid. De totale jaarlijkse emissie als gevolg van verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale kan becijferd worden op circa 1,4 ton PAK (10 van VROM) per jaar.

De tweede conclusie van dit onderzoek is dat een dergelijke verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale, in een gemiddelde situatie, niet leidt tot directe overschrijding van risiconiveaus voor milieu en volksgezondheid. In worst case situaties zijn risico's voor de volksgezondheid door emissies van benzo[a]pyreen niet uit te sluiten, zeker als dit gepaard gaat met reeds verhoogde achtergrondconcentraties. In dergelijke situaties leiden de emissies van fluorantheen en benzo[a]anthraceen tot risico's voor het milieucompartiment bodem.

De risico's van onbedoelde verwerking van TAGRAC in een asfaltcentrale zijn dus wel significant. We bedoelen hiermee de verwerking van gefreesd TAGRAC nadat het een materiaalcyclus heeft doorlopen. De geschatte emissie uit een asfaltcentrale door deze verwerking leidt gemiddeld tot een concentratie die 8-30% van de risicowaarde bedraagt.

In alle situaties is de emissie van benzo[a]pyreen de meest kritische parameter. In hoofdzaak wordt dit bepaald door het bezwaarlijke karakter van deze stof in vergelijking met de andere beschouwde PAK van de 10 van VROM. Anderzijds zijn een aantal berekeningen alleen met benzo[a]pyreen uitgevoerd doordat gegevens van andere PAK ontbraken. In meerdere onderzoeken uit het verleden komt ook naar voren dat benzo[a]pyreen de meest kritische stof is.

Voor beide hoofdconclusie geldt dat deze zijn gebaseerd op een gemiddeld denkbare situatie. Dat wil zeggen dat we niet bewust voor slechtst denkbare of best denkbare situaties hebben gekozen. Een slechtst denkbare situatie kan optreden als een aantal piekmomenten optreden in de verwerking van TAG/TAGRAC waardoor de emissies (kortstondig) veel hoger zijn dan gemiddeld. De risico's zijn dan uiteraard groter en in het geval van verwerking in een asfaltcentrale zelfs kritisch. In de best denkbare situatie zijn de emissies minimaal door bijvoorbeeld stilliggende werkzaamheden óf doordat effectieve beheersmaatregelen in de keten hebben plaatsgevonden. De risico's zijn dan uiteraard ook kleiner en naar verwachting ruim binnen het acceptabele niveau.

Vanwege het kankerverwekkende karakter van sommige PAK, en met name benzo[a]pyreen, is de slechtst denkbare situatie wel van belang. Mits geformuleerd als een realistische situatie is dit het niveau maatgevend. Immers zelfs een kortstondige blootstelling aan kankerverwekkende PAK boven het kritische niveau kan tot ongewenste effecten leiden. Bij niet-kankerverwekkende stoffen daarentegen is de lengte van de blootstelling wel relevant.

Naast risico's voor volksgezondheid en milieu hebben we kwalitatief stilgestaan bij de arbeidsrisico's van koude verwerking van TAG/TAGRAC. In meerdere studies in het verleden is aandacht besteedt aan potentiële arbeidsrisico's van het werken met teerhoudend materiaal (TAG) maar dit is niet toegespitst op koude verwerking. Deze studies geven aan dat in het algemeen de risico's beperkt zijn.

Bovendien is bij TAGRAC naar verwachting sprake van lagere stofemissies en zijn de PAK bovendien sterker vastgelegd in de materiaalmatrix. De risico's voor werknemers worden daarom als laag ingeschat.

Omdat de initiële risico's klein zijn en bovendien omdat beschermende maatregelen goed mogelijk zijn, achten we de risico's voor volksgezondheid en milieu maatgevender voor de risico's dan de arbeidsrisico's. Uitgangspunt hierbij is de bedrijven die opereren in de keten van koude verwerking van TAG/TAGRAC wel de gebruikelijke voorzorgsmaatregelen treffen en handhaven.

7.2 Kanttekeningen

Zoals eerder aangegeven hebben we getracht een inschatting te geven van de risico's van PAK uit TAG door een getalsmatige risicobeoordeling te maken. Gebleken is dat een kwantitatieve onderbouwing van de vele parameters in de risicobeoordeling moeilijk tot stand was te brengen, simpelweg omdat gegevens ontbreken. Op tal van punten in deze beoordeling zijn dan ook aannames en veronderstellingen toegepast. Het is ook niet duidelijk in welke mate er sprake is van een 'redelijkerwijs gemiddeld denkbare situatie' of dat er sprake is van worst case of best case aannames. In tabel 12 hebben we dit weergegeven met een overzicht van de meest relevante parameters in de risicobeoordeling. Dit zijn de parameters die de meeste invloed hebben op de uitkomsten.

Tabel 12 Analyse van parameters

Type	Parameter	Analyse
Emissie	Hoeveelheid vrijkomend TAG/TAGRAC	gemiddeld
	Vrijkomen van PAK-houdend stof door verwaaiing	gemiddeld (?)
	Emissiefactor verwaaiend stof	gemiddeld (?)
	Emissiefactor uitloging	gemiddeld
	Verliesfactor bij frezen TAGRAC ('materiaallekkage')	gemiddeld
	Potentieel aandeel TAGRAC in asfaltcentrale	gemiddeld

	Emissiefactor asfaltcentrale	gemiddeld
Eigenschappen PAK	Verdelingscoëfficiënt (Kow, Koc)	gemiddeld
	Effectniveaus voor mensen	worst case
	Effectniveaus voor ecosystemen	worst case

Voor de meeste parameters is het gelukt gemiddelde waarden te schatten hoewel dat in een aantal gevallen niet met zekerheid is vast te stellen. Alleen de vaststelling van risiconiveaus voor milieu en volksgezondheid is als worst case te bestempelen. Hier is overigens een werkwijze gehanteerd die gebruikelijk is bij het vaststellen van risiconiveaus: de niveaus zijn vastgesteld op grond van testresultaten in combinatie met een voorgeschreven veiligheidsfactor.

Alle waarden zijn gereviewed door Intron en RIVM. RIVM heeft gekeken naar de houdbaarheid van uitspraken over eigenschappen van PAK (zie deel I bij deze studie). Intron heeft gelet op de houdbaarheid van uitspraken over emissiescenario's. Door hen is opgemerkt dat gegeven de beperkte beschikbaarheid van empirische data, er logische keuzes en uitgangspunten zijn geformuleerd. Er zijn geen zaken aangetroffen die ongeloofwaardig van aard zijn of als extreme keuzes moeten worden bestempeld. Het rapport en zijn conclusies blijven uiteraard onder de verantwoordelijkheid van de auteurs vallen en de reviewers zijn hier niet noodzakelijkerwijs aan geconformeerd.

Een uitgangspunt in deze studie zijn de grote verschillen in temporeel karakter van beide verwerkingsopties. Bij thermische verwerking van TAG immers is er sprake van éénmalige emissies van PAK die betrekkelijk gering zijn en alleen in het eerste jaar van verwerking optreden. Een kanttekening hierbij is dat de mogelijke emissies van andere stoffen niet zijn meegenomen. De effecten van beide verwerkingsopties op emissies van andere stoffen zoals zware metalen zijn niet onderzocht. Bij koude verwerking van TAG tot TAGRAC is sprake van hogere emissies die bovendien een langjarig karakter hebben. We hebben hier geschetst dat een tijdshorizon van 100 jaar aannemelijk is waarin circa 4 materiaalcycli optreden. De daadwerkelijke invloed van deze keuze op de conclusies is beperkt. Immers, wanneer in de eerste cyclus reeds een significant risico optreedt, is dat bepalend voor besluitvorming. De risico's in latere materiaalcycli zal bij gelijkblijvende technologische omstandigheden in de gehele keten vermoedelijk alleen maar kleiner worden, juist omdat er een diffuse verdeling van materiaal gaat optreden. De tijdhorizon is wel relevant in relatie tot beheersbaarheid en controleerbaarheid omdat een diffuse verdeling van materiaal in de toekomst zal gaan optreden. Het effect hiervan op risico's voor milieu en volksgezondheid is niet te bepalen. Lokale risico's kunnen enerzijds kleiner worden doordat de emissiebron kleiner wordt; risico's kunnen mogelijk ook groter worden doordat men onbekend is met de kwaliteit van het materiaal en daardoor minder voorzorgsmaatregelen treft. Het formuleren van een concrete tijdhorizon leidt in ieder geval tot bewustwording voor dit proces van diffuse verspreiding van materiaal.

Een significante overweging gaat tenslotte over het geografische karakter van beide verwerkingsopties. Voor thermische verwerking is dat karakter duidelijk omdat dergelijke opties nu in Nederland beschikbaar zijn. Koude stabilisatie van TAG in Nederland vindt momenteel niet plaats. Deze studie is derhalve gebaseerd op een fictieve situatie in Nederland óf een concrete, grootschalige verwerking in het buitenland en met name in Duitsland. De conclusies zijn dan ook alleen houdbaar als in Duitsland sprake is van vergelijkbare uitgangspunten over bijvoorbeeld de toepassing in en dimensionering van funderingslagen en de eigenschappen van asfaltcentrales. Dit aspect is niet uitgebreid onderzocht in het kader van deze studie. Binnen de begeleidingsgroep is echter uitgesproken dat de werkwijze in Duitsland niet wezenlijk zal afwijken van de situatie in Nederland en dat de conclusies in dit opzicht hun zeggingskracht behouden.

Bijlage 1 Toelichting EUSES

B1.1 Inleiding

Het beleid van de Europese Unie voor bestaande en nieuwe stoffen vereist risicoschattingen voor mens en milieu. Daarvoor is een systeem ontwikkeld, EUSES geheten, wat staat voor European Union System for the Evaluation of Substances. Momenteel is de tweede versie van het computerprogramma 'European Union System for the Evaluation of Substances, EUSES 2.0' in gebruik. EUSES is ontwikkeld op basis van het model USES. USES staat voor Uniform System for the Evaluation of Substances. USES is het resultaat van een samenwerking tussen de ministeries van VROM en WVC en het RIVM.

EUSES 2.0 (thans versie 2.0.3) is een beslissingsondersteunend systeem voor de evaluatie van risico's van stoffen voor de mens en het milieu. Het systeem is volledig gebaseerd op Europese 'Technical Guidance Documenten' voor de risicobeoordeling van nieuwe en bestaande stoffen en biociden.

Risico's voor de mens betreffen consumenten, werkenden, en mensen blootgesteld via het milieu. Beschermingsdoelen in het milieu betreffen micro-organismen in waterzuiveringinstallaties, aquatische, terrestrische en sediment ecosystemen en populaties van predatoren. Ook het marine milieu hoort bij deze risicobeoordeling. De stapsgewijze risicobeoordeling begint met de data invoer en inschatting en gaat verder in op de emissie schatting, de verdeling over milieu-compartimenten, de berekening van de blootstelling van de mens en van het milieu, de afleiding van de no-effect niveaus en de risicokarakterisering. Veel waarden van parameters kunnen worden aangepast en alle parameterwaarden en tussenresultaten kunnen worden overschreven door gemeten data. De schatting van de blootstelling omvat de gehele levenscyclus van stoffen en de verdeling over het milieu op drie ruimtelijke schaalniveaus: het persoonlijk niveau voor consumenten en werkenden, het lokale niveau voor de mens en ecosystemen nabij puntbronnen en het regionale niveau voor mensen en ecosystemen blootgesteld aan emissies in een grotere regio. In de effecten module worden, indien nodig, no-effect niveaus afgeleid voor alle relevante ecosystemen en populaties. De effecten beoordeling van de mens betreft alle relevante eindpunten voor zowel drempelwaarde als niet-drempelwaarde stoffen. Het resultaat van EUSES is een kwantitatief vergelijk per stof van de beoordeling van de blootstelling en het effect. De risicokarakterisatie ratio's (RCR's) kunnen gezien worden als de kans op het voorkomen van effecten.

Voor meer informatie zie <http://www.rivm.nl> (themasites 'Risico's van Stoffen' of 'Bureau Milieugevaarlijke Stoffen') of <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>.

B1.2 Humane risicobeoordeling door EUSES.

De concept EU-RAR over steenkoolteer gaat vooralsnog alleen maar in op de milieurisico's en niet op risico's voor de volksgezondheid⁴⁰. Aan de berekening van gezondheidsrisico's van het PAK-mengsel kleven nog een aantal problemen. In de wetenschappelijke literatuur zijn er experimenten beschreven waarbij zowel synergie als antagonisme optrad van de effecten van PAK. Deze experimenten geven nog te weinig inzicht voor een daadwerkelijke vertaling naar risiconiveaus en zijn dus niet meegenomen in het huidige onderzoek. De risicobeoordeling van de PAK in asfaltgranulaat gaat uit van onafhankelijke effecten van de PAK ten opzichte van elkaar. De normale additiviteitsregels voor mengsels moeten dan gebruikt worden. Deze wijken vermoedelijk af van de concrete additiviteitsregels voor PAK.

Het tweede probleem dat zich voordoet bij een risicobeoordeling van PAK is de relatie van de uitkomsten van diertesten naar de mens met name voor het wel of niet bestaan van drempelwaarden voor carcinogeniteit. Men neemt hierbij vaak aan dat stoffen die carcinogeen en genotoxisch zijn, zoals een groot aantal PAK, geen drempelwaarde bezitten. EUSES maakt een onderscheid tussen deze twee typen

⁴⁰ Concept EU-RAR R323_0508_env-RAR-pitch. RIVM, Bilthoven, versie augustus 2005 (nog niet beschikbaar voor officiële publicatie)

carcinogeniteit. Drempel effecten kennen namelijk een aanvangswaarde waarboven het effect gaat optreden (NOAEL = No Observed Adverse Effect Level). Voor effecten waarbij geen drempelwaarde bestaat vraagt EUSES een T25 waarde (conform het EU TGD). De T25 wordt in de TGD gedefinieerd als de chronische dosis die leidt tot de ontwikkeling van tumoren in 25% van de proefdieren in een specifiek weefsel/orgaan na correctie van spontane ontwikkeling binnen de standaard levensduur van de proefdieren. EUSES gebruikt de waarde van deze parameter om een verhoogd risico voor kanker te bepalen. Indien niet bekend kan men ook een CED-waarde (Critical Effect Dose) invoeren. De CED-waarde is identiek aan de BMD05-waarde, de "Benchmark"-dosis waarbij een respons van 5% optreedt bij de proefdieren. Beide eindpunten, T25 of CED, kunnen alleen uit proefdier experimenten bepaald worden. Het is niet alleen lastig om voor PAK in de literatuur waarden van deze eindpunten te vinden, het is ook vaak onduidelijk of de effecten gerelateerd kunnen worden aan de mens.

B1.3 Humane effecten van Naftaleen en Benzo[a]pyreen.

Naftaleen en benzo[a]pyreen zijn de twee stoffen waarvoor carcinogene effecten vermoed (naftaleen) en bewezen (benzo[a]pyreen) geacht worden. Voor deze twee stoffen is het dan van belang om de waarden van de eindpunten te vinden. Voor naftaleen is een EU-RAR gemaakt⁴¹. In een recent artikel zijn de resultaten verschenen van een langdurige inhalatiestudie van naftaleen op F344 ratten in opdracht van de Amerikaanse Environment Protection Agency. Hieruit kon de conclusie getrokken worden dat naftaleen een nasaal carcinogeen is voor F344/N manlijke en vrouwelijke ratten⁴². Uit deze studie werd door anderen een T25 afgeleid van 20,5 mg/kg/dag⁴³.

De EU-RAR over naftaleen geeft, gebaseerd op een tussentijdse rapportage van het EPA onderzoek, aan dat er aanzienlijke verschillen bestaan tussen de ademhaling en metabolisme van naftaleen bij mens en rat. Bovendien ligt door de afwezigheid van een genotoxisch effect, het meer voor de hand dat het carcinogene effect wel een drempelwaarde kent, die echter nog niet afgeleid kan worden.

Naftaleen veroorzaakt bloedarmoede bij mensen in tegenstelling tot de meeste proefdieren. Volgens de EU-RAR zijn de belangrijkste gezondheidseffecten voor naftaleen bloedarmoede, chronische inhalatietoxiciteit en carcinogeniteit. Andere effecten worden wel waargenomen, maar treden op bij een veel hogere concentratie dan bovengenoemde drie effecten. De EU-RAR geeft aan dat het niet mogelijk is enige NOAEL of TED25 af te leiden. De EU-RAR gebruikt een inhalatie LOAEL van een 28-dagen studie van een van 5 mg/m³ voor de risico karakterisatie van naftaleen met EUSES, inclusief carcinogeniteit met een drempelwaarde. Men kan echter de uitkomsten van de gezondheidsrisico's door EUSES met elkaar vergelijken door beide hierboven genoemde waarden voor de carcinogene eindpunten in te voeren.

De uitkomsten voor naftaleen laten zien dat de MoS voor zowel uitloging als voor luchtmissies lager zijn wanneer uitgegaan wordt van de waarden in de EU-RAR (carcinogeniteit met drempel waarde) dan voor de gevonden T25 (carcinogeniteit zonder drempelwaarde). Het gebruik van de LOAEL-waarde uit de EU-RAR geeft dus een iets lagere veiligheidsmarge dan bij gebruik van T25-waarde.

De EU-RAR berekent een totale dagelijkse opnamehoeveelheid voor naftaleen via het milieu voor een regionale bron van 6,55E⁻⁵ mg/kg/dag terwijl dit voor uitloging door EUSES geschat wordt op 1.9E⁻¹¹ mg/kg/dag.

⁴¹ *Naphthalene (CAS No: 91-20-3, EINECS No: 202-049-5) Risk Assessment*. Final Report, 2003, UK (via <http://ecb.jrc.it/>)

⁴² Abdo, K.M. et al, Toxicity and Carcinogenicity study in F344 Rats following 2 years of whole-body exposure to Naphthalene vapors, *Inhalation toxicology*, 2001, 13, 931-950.

⁴³ Sanner, T en Dybing, E., Comparison of Carcinogenic and in vivo Genotoxic Potency estimates, *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology* 2005, 96, 131-139.

Van benzo[a]pyreen is in tegenstelling tot naftaleen nog geen definitieve EU-RAR verschenen. Omdat benzo[a]pyreen een carcinogene stof is, is het van belang om een T25 of CED (BMD05) te vinden. Een (gewijzigde) BMD05-waarde van 0,362 mg/kg/dag ⁴⁴ is onlangs door de auteurs afgeleid uit de studie van Culp et al (1998). De wijziging bestond uit het bepalen van een gemiddelde waarde uitgaande van 6 verschillende modellen. Deze waarde is aanzienlijk hoger dan de BMDL05 waarde die in een samenvatting van een gezamenlijke bijeenkomst van FAO en WHO experts is vermeld⁴⁵. De BMDL05 waarde is de onderwaarde van de 95% betrouwbaarheidsinterval van de BMD05-waarde. Deze waarde wordt geschikt geacht om in de surrogaat-benadering van PAK-mengsels gebruikt te worden. Hierbij relateert men het effect van het PAK-mengsel aan de hoeveelheid benzo[a]pyreen. Het is te verwachten dat deze waarde door de FAO en WHO gehanteerd zal gaan worden. De BMDL05-waarde van 0.100 mg/kg/dag is als CED-eindpunt in EUSES gebruikt. Overeenkomstig naftaleen gaat men er van uit dat bij benzo[a]pyreen andere effecten pas optreden bij aanzienlijk hogere concentraties.

⁴⁴ Fitzgerald, D.J. et al., Application of BaP and coal tar tumor dose-response data to a modified benchmark dose method of guideline development, Environmental Health Perspectives, 112, 14, 2004.

⁴⁵ http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_report_64_final.pdf

Bijlage 2 Invulling parameters in EUSES

De belangrijkste door EUSES gevraagde stofintrinsieke eigenschappen zijn verzameld in tabel B2.1. De waarden zijn uitgebreid toegelicht in deel I bij deze studie⁴⁶. De andere fysisch-chemische parameters die in EUSES ingevoerd moeten worden staan vermeld in Tabel B2.2. De inputwaarden voor de biodegradatie van de PAK in de verschillende compartimenten zijn overgenomen van Mackay⁴⁰.

Tabel B2.1 Inputgegevens EUSES: stofintrinsieke eigenschappen van 10 PAK

PAK	log K _{oc}	range litt. waarden log K _{oc}	BCF-fish	log K _{ow}	k-OH lucht
Naftaleen	3,31	2,66 - 5,0	320	3,34	2.16.10 ⁻¹¹
Anthraceen	4,46	3,95 - 5,76	10364	4,68	1.30.10 ⁻¹⁰
Fenanthreen	4,47	4, 22 - 6,12	13380	4,57	3.10.10 ⁻¹¹
Fluorantheen	5,17	4,62 - 6,38	9054	5,2	5.00.10 ⁻¹¹
Benzo[a]anthraceen	5,98	6,3 - 8,3	3600	6,07	5.00.10 ⁻¹¹
Chryseen	5,8	6,30 - 7,30		5,91	1.22.10 ⁻¹⁰
Benzo[k]fluorantheen	5,7	6,27 - 6,90		5,81	8.00.10 ⁻¹¹
Benzo[a]pyreen	6,01	5,99 - 7,00		6,84	5.36.10 ⁻¹¹
Benzo[ghi]peryleen	6,6			6,09	8.69.10 ⁻¹¹
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	6,41			6,58	6.46.10 ⁻¹¹

Ook van andere stofintrinsieke eigenschappen zijn gegevens bekend. Zie hiervoor deel I bij dit onderzoek. In tabel B2.2 zijn de gemiddelde waarden gegeven. Ranges van waarden zijn te vinden in deel I.

Tabel B2.2 Overige fysisch-chemische eigenschappen van de 10 PAK van VROM

Naam	Kookpunt °C	Dampspanning bij 25 C (Pa)	Dichtheid (g/ml)	Oplosbaarheid in water (µg/l)	Henry-cst
Naftaleen	217,9	10,4	1,154	3,17 x 10 ⁴	4,89 x 10 ⁻²
Anthraceen	342	8,0 x 10 ⁻⁴	1,283	73	7,3 x 10 ⁻²
Fenanthreen	340	1,6 x 10 ⁻²	0,980	974	3,98 x 10 ⁻³
Fluorantheen	375	1,2 x 10 ⁻³	1,252	205	1,29 x 10 ⁻³
Benzo[a]anthraceen	400	2,8 x 10 ⁻⁵	1,226	14	6,5 x 10 ⁻⁴
Chryseen	448	8,4 x 10 ⁻⁵	1,274	2,0	
Benzo[k]fluorantheen	480	1,3 x 10 ⁻⁸		1,7	4,4 x 10 ⁻⁵
Benzo[a]pyreen	496	7,3 x 10 ⁻⁷	1,351	3,8	3,4 x 10 ⁻⁵
Benzo[ghi]peryleen	545	1,4 x 10 ⁻⁸	1,329	0,33	2,7 x 10 ⁻⁵
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	536	1,3 x 10 ⁻⁸		1	2,9 x 10 ⁻⁵

De inputgegevens voor de afleiding van de humane risico's worden vermeld in tabel B2.3 voor naftaleen en tabel B2.4 voor de overige 4 PAK. De EU-RAR voor Naftaleen is hiervoor gebruikt. Recent is een T25-waarde bepaald. Deze waarde is gebruikt om na te gaan of er een substantieel verschil in veiligheidsmarge zou kunnen ontstaan met de in de EU gebruikte LOAEL-waarde.

⁴⁶ Krop, H.B., Saft R.J., Krutwagen, B.T.J.M *Risico's van PAK uit teerhoudend asfaltgranulaat. Deel I: Algemene informatie*. IVAM, Amsterdam, oktober 2005

Tabel B2.3 Inputgegevens EUSES: humane risico's van naftaleen

Parameter	Waarde	Opmerking
Respons dosis NOAEL-oraal	133 mg/kg/dag	Studie op muizen
Respons dosis NOAEL-dermaal	10000 mg/kg/dag	Studie op ratten
Respons dosis LOAEL-inhalatoir	5 mg/m ³	Studie op ratten
(Carcinogeen-oraal geen drempel T25	20,5 mg/kg/dag	Uit de studie van Abdo)

De EU-RAR vermeldt geen data voor humane risico's die bij mensen zijn vastgesteld. Wel is een risico-zin vastgesteld (R40) wat betekent dat de stof (vermoedelijk) kankerverwekkend is. EUSES gebruikt derhalve de bij zoogdieren vastgestelde risico's voor een afleiding van de humane risico's.

Tabel B2.4 Inputgegevens EUSES: humane risico's van de overige PAK

	Drempel effecten			Geen drempel effecten		EU R-zinnen
	Parameter	Waarde	opmerkingen	CED of BMD05	opmerkingen	
Anthraceen	Rep dose NOAEL-oraal	1000 mg/kg/dag	90 d. studien op muizen	nvt		geen
Fenanthreen	Rep dose NOAEL-oraal	1000 mg/kg/dag	zie tekst 5.4	nvt		geen
Fluorantheen	Rep dose LOAEL-oraal	125 mg/kg/dag	zie tekst 5.4	nvt		geen
Benzo[a]pyreen				0,100 mg/kg/dag	JECFA 2005.	R45,R46,R60,R61,R43,R50-53

De volgende PNECs waarden voor het aquatische en terrestrische compartiment zijn overgenomen.

Tabel B2.5 Inputgegevens EUSES: PNEC-waarden voor het water en bodem compartiment

PAK	PNEC zoetwater (µg/l)	PNEC terrestrisch (mg/kg ds)	opmerkingen
Naftaleen	2,0	1,0	
Anthraceen	0,1	0,13	Fototoxisch
Fenanthreen	1,3	1,8	
Fluorantheen	0,01	1,5	Fototoxisch
Benzo[a]anthraceen	0,022	0,053	Fototoxisch
Chryseen	0,012	0,079	Fototoxisch (?)
Benzo[k]fluorantheen	0,07	via EqP ¹	Fototoxisch
Benzo[a]pyreen	0,017	via EqP	
Benzo[ghi]peryleen	0,0082	Via EqP	
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,027	via EqP	

¹ Berekend uit PNEC zoetwater met evenwichtspartitie methode.

Interventiestrategie Teerhoudend asfaltgranulaat (TAG)

Interventiestrategie Teerhoudend asfaltgranulaat (TAG)

Vastgesteld in oktober 2006 door
het Bestuurlijk Landelijk Overleg Milieuhandhaving (BLOM)

Projectleiding: 5.1.2.e, VROM-Inspectie
Projectondersteuning: MMG Advies bv, Den Haag

Inhoud

Samenvatting	3
Gebruikte afkortingen	5
1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding en afbakening	8
1.2 Werkwijze	8
1.3 Dit rapport	8
2 Wat is het probleem	9
2.1 Wat is TAG?	10
2.2 Waarom is TAG problematisch?	10
2.3 Wat houdt het probleem in stand – problemen achter het probleem	11
2.3.1 Wegbeheerders	11
2.3.2 Opslag, be- en verwerking, handel: depots, brekers en asfaltcentrales	13
2.4 Overige problemen, niet zijnde kernproblemen voor de LOM-taskforce	13
2.5 Het probleem samengevat	13
3 Het probleem onder controle	15
3.1 Focus en te bereiken outcome	16
3.2 Strategie – wat moet er gebeuren?	17
3.3 Tactiek – hoe doen we dat?	18
3.4 Samenvatting	23
3.4.1 Wegbeheerders (als ontdoener)	23
3.4.2 Depots, brekers en asfaltcentrales	23
3.4.3 Wegbeheerders (als initiatiefnemer van onderhoud, reconstructie of aanleg)	23
4 Actieprogramma	25
4.1 Strategie, tactiek en operationele acties	26
4.2 De implementatie van het actieprogramma	27
Bijlage 1 LOM-taskforce, ondersteuning en klankbordgroep	33
Bijlage 2 Algemene contouren van een gedragscode	35

The image features a green-tinted photograph of a rocky, uneven terrain. A white vertical bar is positioned on the left side of the image. The word "Samenvatting" is written in white text on the green background.

Samenvatting

TAG (teerhoudend asfaltgranulaat) is asfaltgranulaat met een PAK-gehalte van meer dan 75 mg/kg ds. De aanwezigheid van PAK in asfaltgranulaat komt door de toepassing in het verleden van teer(producten) in de wegenbouw. Sommige PAK zijn toxisch en kankerverwekkend. Daarom is het beleidsmatig streven, om TAG bij het vrijkomen uit wegen tijdens sloop, onderhoud of reconstructie volledig uit de keten te verwijderen. Daartoe zijn het begin en het einde van de TAG-keten van overheidswege gereguleerd. Het in de wegenbouw toepassen van teer en teerproducten is vanaf 1990 gestaakt onder invloed van Arbo- en EU-regelgeving (het is dus een historisch probleem). Eenmaal vrijgekomen TAG dient te worden gereinigd. De tussenliggende processen worden geacht adequaat te verlopen op basis van met name zelfregulering (uiteraard zijn daarbij in bepaalde gevallen wel vergunningen vereist). De (theoretische) redenering is in de kern als volgt: (gecertificeerde) acceptatieprocedures voor asfalt bij asfaltcentrales en brekers zorgen ervoor dat ontdoeners gedwongen onderscheid maken in AG (asfaltgranulaat) en TAG (anders kunnen ze hun vrijgekomen asfalt niet kwijt), waarna AG direct kan worden hergebruikt en TAG, al dan niet na opslag en opbulking, thermisch wordt gereinigd voor hergebruik. Asfaltcentrales en brekers borgen een adequate acceptatie, omdat ook zij anders met afzetproblemen voor hun producten te maken (kunnen) krijgen.

Cruciale zwakke plekken in het systeem in de praktijk zijn echter;

- dat het onderscheid door wegbeheerders (ontdoeners) in AG en TAG door diverse factoren niet waterdicht is, onbedoeld en bedoeld;
- dat controlerende mechanismen zoals (gecertificeerde) acceptatieprocedures, om 'doorgeslipt' TAG in volgende schakels van de keten (depots, brekers, asfaltcentrales of werken) als nog te 'ontmaskeren', eveneens niet waterdicht zijn. Het soms in één hand zijn van onderdelen van de keten speelt hierbij een rol.

TAG kan zodoende weer worden hergebruikt en blijft in de Nederlandse asfaltketen met alle milieu- en volksgezondheidsrisico's van dien.

De LOM-taskforce TAG ontwikkelde op basis van een ketengerichte probleemanalyse een integrale aanpak op strategisch (wat doen?) en tactisch (hoe doen?) niveau. De zogenoemde interventiestrategie is primair gericht op wegbeheerders (als ontdoener en initiatiefnemer van onderhoud, reconstructie of aanleg) en depots, brekers en asfaltcentrales. Cruciale focuspunten van de interventiestrategie zijn:

- het via gerichte communicatie vergroten van het bewustzijn van teer bij wegbeheerders;
- het ontdekken en scheiden van teer door een goed onderzoeksprotocol voor teer in wegen en het zeker stellen dat dit onderzoek wordt uitgevoerd, in combinatie met een op dit onderzoek gebaseerd kwalitatief hoogwaardig bestek voor de aanbesteding en uitvoering;
- het borgen van de kwaliteit van de acceptatieprocedures van asfaltcentrales en brekers, alsmede het bij deze inrichtingen gescheiden houden van TAG;
- het voorkomen van de toepassing van TAG via gerichte ketenhandhaving.

Een operationeel actieprogramma waarin staat wie wat wanneer moet doen om de interventiestrategie te realiseren completeert de interventiestrategie. De LOM-taskforce stelt voor om een implementatiemanager TAG te belasten met de sturing, coördinatie en voortgang van het actieprogramma. Dit kost indicatief 2,5 à 3 dagen per week gedurende 2006 en de eerste helft van 2007. De LOM-taskforce TAG vindt het belangrijk dat de implementatiemanager afkomstig is uit de kring van wegbeherend IPO (of indien dat niet mogelijk is VNG), bij voorkeur gekoppeld aan een persoon uit het IPO (VNG) milieuveld die kan fungeren als klankbord.



Gebruikte afkortingen

AG	Asfaltgranulaat
ALOM	Ambtelijk Landelijk Overleg Milieuhandhaving
Arbo	Arbeidsomstandigheden
BLOM	Bestuurlijk Landelijk Overleg Milieuhandhaving
BRBS	Branchevereniging Recycling Breken en Storten
BRL	Beoordelingsrichtlijn
Bsb	Bouwstoffenbesluit
CROW	Centrum voor Regelgeving en Onderzoek in de Grond-, Water- en Wegenbouw en de Verkeerstechniek
IBC	Isoleren, beheersen en controleren
IPO	Interprovinciaal Overleg
IVAM	Milieukundig onderzoek- en adviesbureau, voortgekomen uit de vakgroep Milieukunde van de Universiteit van Amsterdam. Sinds 1993 zelfstandig en onderdeel van de UVA Holding BV
LOM	Landelijk Overleg Milieuhandhaving
MVS	Minimum verwerkingsstandaard
NCOB	Nederlandse Cluster Organisatie Bouwstoffen
NMP	Nationaal Milieubeleidsplan
OVA	Omgaan met Vrijkomend Asphalt (een CROW-protocol voor onderzoek)
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
RWS	Rijkswaterstaat
SAS	Stoffen, Afvalstoffen en Straling
TAG	Teerhoudend asfaltgranulaat
UAV	Uniforme Aannemings Voorwaarden
UvW	Unie van Waterschappen
VKB	Vereniging Kwaliteitsborging Bodemonderzoek
VNG	Vereniging Nederlandse Gemeenten
Wm	Wet milieubeheer

1 Inleiding



1.1 Aanleiding en afbakening

In 2003 en 2004 voerde de VROM-inspectie het project 'Ketenhandhaving teerhoudend asfaltgranulaat (TAG)' uit. De rapportage met als titel 'Weg met TAG' is op 7 januari 2005 aan de Tweede Kamer gezonden. Onderdeel van zowel de aanbiedingsbrief bij het rapport (Tweede Kamer, 7 januari 2005, 22 343, nummer 101) als de aanbevelingen daarin, was het opstellen van een interventiestrategie in LOM-verband (Landelijk Overleg Milieuhandhaving) om de uit 'Weg met TAG' gebleken lekrisico's in de TAG-keten af te dekken.

Eind 2005 is de LOM-taskforce TAG (samenstelling zie bijlage 1) gestart met het opstellen van een LOM-interventiestrategie voor TAG. LOM-interventiestrategieën kennen een richtinggevend stramien. Dit stramien dat de LOM-taskforce TAG heeft gevolgd ziet er als volgt uit:

- Het kort beschrijven van de TAG-problematiek.
- Aangeven wát er moet gebeuren om de TAG-problematiek onder controle te krijgen (strategisch niveau) en hoe betrokken partijen dit gaan doen, met welke maatregelen en instrumenten (tactisch niveau).
- Het vertalen van strategie en tactiek in een concreet operationeel actieprogramma waarin staat welke organisatie(s) wanneer welke actie dient (dienen) te ondernemen, hoe de implementatie van het actieprogramma wordt gewaarborgd en wat indicatief de met de implementatie van het actieprogramma gemoeide kosten en capaciteit zijn.

De LOM-taskforce heeft zich gericht op asfaltgranulaat dat vrijkomt bij het onderhouden, reconstrueren of slopen van wegen die in beheer zijn bij de 'openbare' Nederlandse wegbeheerders (provincies, gemeenten, waterschappen en Rijkswaterstaat). De problematiek is bij de private wegbeheerders (gedacht kan worden aan vliegvelden) grotendeels analoog, maar de taskforce heeft daaraan geen specifieke acties gekoppeld omdat dit een relatief kleine en overzichtelijke doelgroep is.

1.2 Werkwijze

Het rapport 'Weg met TAG' heeft de LOM-taskforce TAG als vertrekpunt genomen. Op grond van dit rapport is een integrale en ketengerichte probleemanalyse gemaakt. In feite betrof dit het tot de kern terugbrengen en zonodig aanvullen van de rapportage 'Weg met TAG'. Vervolgens heeft de taskforce in een herhalend proces een aanpak op strategisch, tactisch en operationeel niveau voor de geanalyseerde problemen uitgewerkt. Hierbij is de eigen kennis en ervaring van de taskforceleden en hun organisaties aangesproken, is geput uit beschikbare literatuur en zijn ervaringsdeskundigen buiten de taskforce benaderd. Concepten van deze interventiestrategie zijn besproken met een breed samengestelde klankbordgroep (zie eveneens bijlage 1). Voorts is de directie SAS van het ministerie van VROM bij het opstellen van de interventiestrategie betrokken.

De onderhavige interventiestrategie is integraal van aard en borduurt voort op diverse uitgevoerde activiteiten, zoals onder andere verwoord in meerdere CROW publicaties.

1.3 Dit rapport

In hoofdstuk 2 van dit rapport staat beschreven wat de TAG-problematiek precies inhoudt. Hierbij is een brede ketengerichte scope gehanteerd. In hoofdstuk 3 staat beschreven wat er volgens de taskforce moet gebeuren om de TAG-problematiek op te lossen (strategieën) en hoe dit mogelijk is, met welke maatregelen en instrumenten (tactieken). Hoofdstuk 4 maakt deze rapportage compleet met een concreet operationeel actieprogramma, inclusief tijdplanning.

2 Wat is het probleem?



2.1 Wat is TAG?

- TAG is asfaltgranulaat met een PAK-gehalte (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen) van meer dan 75 mg/kg ds. 1. De aanwezigheid van PAK in asfaltgranulaat is het gevolg van de toepassing in het verleden van teer en teerproducten in de wegenbouw.
- Tot 1990 werden teer, teerproducten en TAG warm en koud toegepast. Tot 1990 is vermoedelijk circa 50 miljoen ton teerhoudend materiaal in wegen gebruikt.
- Vanaf 1990 is de primaire en secundaire (warmer) toepassing van teer en teerproducten gestaakt onder invloed van Arbo- en EU-regelgeving. TAG is vanaf 1990 nog koud hergebruikt als (gebonden) funderingsmateriaal, veelal onder IBC-maatregelen (isoleren, beheersen en controleren) om uitloging van milieuverontreinigende stoffen te voorkomen.
- Vanaf 1 januari 2001 is alle hergebruik van TAG verboden (Uitvoeringsregeling Bsb). Beleidsmatig is het streven om TAG bij het vrijkomen uit wegen volledig uit de keten te verwijderen. De zogenoemde minimum verwerkingsstandaard (MVS) voor vrijkomend TAG is thermisch reinigen voor nuttige toepassing. Naar schatting komt er jaarlijks bij sloop en onderhoud van wegen 900 à 1.000 kton TAG vrij (IVAM, 2005). Verwacht wordt dat deze hoeveelheid in de komende jaren stabiel blijft.
- Bij thermische reiniging van TAG worden de daarin aanwezige PAK bij een temperatuur vanaf 600 graden Celsius vernietigd. Wat resteert is granulaat dat als bouwstof kan worden toegepast.

2.2 Waarom is TAG problematisch?

- TAG is problematisch vanwege de daarin aanwezige PAK. Sommige PAK zijn toxisch en kankerverwekkend. Reden om TAG beleidsmatig, zoals aangegeven in paragraaf 2.1, volledig uit de keten te willen verwijderen en de daarin aanwezige PAK te vernietigen (MVS). Dit beleid is neergelegd in het NMP2 (Kamerstukken II, 1993/1994, 23 560, nr. 2) en het Beleidsstandpunt PAK in het milieu (DGM/SVS/09993005). De aspecten van het beschermen van de gezondheid van de mens en het milieu zijn voorts te vinden in de Verordening 850/2004 van het Europees Parlement en de Raad van 29 april 2004 betreffende persistente organische verontreinigingen en tot wijziging van richtlijn 79/117/EEG (PB 158 van 30 april 2004). In bijlage III van de Verordening staan PAK in de lijst met stoffen waarvoor bepalingen inzake beperking van vrijkoming gelden. Vooral artikel 6 gaat over de beperking van de vrijkoming, minimalisering en eliminatie van PAK. Tot slot zijn in het kader van de NMP's 1 tot en met 4 prioritaire stoffen voor het milieubeleid vastgesteld, stoffen die een meer dan verwaarloosbaar risico met zich meebrengen voor mens en milieu. Op 2 maart 2004 is de Tweede Kamer (TK 2003/2004, nr. 22.343, nr. 86) geïnformeerd over de vernieuwde lijst met prioritaire stoffen waarin ook PAK staan vermeld. De prioritaire stoffen dienen vanwege de risico's voor mens en milieu met voorrang behandeld te worden.
- Teerhoudend materiaal in wegen is vermoedelijk één van de grootste potentiële bronnen van PAK in Nederland. Zolang wegen intact zijn of worden gelaten, zijn de uitloging van PAK en daarmee de milieu- en gezondheidsrisico's relatief gering. Milieu- en gezondheidsrisico's ontstaan vooral als teerhoudende wegen op de schop gaan en teerhoudend materiaal ontstaat dat wordt getransporteerd, be- en verwerkt, opgeslagen en hergebruikt. Het gaat dan onder andere om risico's voor werknemers, passanten en direct omwonenden (inhalatie van PAK tijdens het frezen of breken en laden of lossen en/of opname van deeltjes via de huid of voeding), de bodem (uitloging PAK, bijvoorbeeld bij opslag TAG zonder bodembeschermende voorzieningen) en de lucht (emissies asfaltcentrales).
- Naast het feit dat sommige PAK toxisch en kankerverwekkend zijn wat gevaar oplevert voor de volksgezondheid, de bodem en de lucht, zijn er aanvullende argumenten om TAG volledig uit de keten te willen verwijderen, de PAK te vernietigen en het gereinigde granulaat te hergebruiken:
 - Met de MVS wordt gewerkt aan het definitief oplossen van het probleem: teer wordt uit de keten gehaald en de daarin aanwezige probleemstof – PAK – wordt vernietigd. Bij alternatieve verwerkingsmethoden, zoals koud hergebruik van TAG, blijven de PAK in de keten en is er bij opvolgende onderhouds- en sloopwerkzaamheden en be- en verwerkingsslagen telkens opnieuw sprake van risico's voor mens en milieu.

- het toepassen van gereinigd TAG scoort uit duurzaamheidsoogpunt hoger dan het toepassen van primair zand en grind.
- In theorie wordt het TAG-probleem definitief opgelost: de primaire toepassing van teer en teerproducten is gestaakt en de historische voorraad verdwijnt geleidelijk uit de keten door het verbod op hergebruik van uit wegen vrijgekomen TAG en de MVS hiervoor.
- In de praktijk gaat de theorie echter niet op, door problemen achter het probleem. Het TAG-probleem en de daaraan verbonden risico's blijven door de achterliggende problemen in stand, ondanks hergebruiksverbod en MVS. De LOM-taskforce TAG inventariseerde en analyseerde de achterliggende problemen (lekken in de keten) en ontwikkelde deze interventiestrategie met concrete acties om ze op te lossen. Het vigerende beleid kan dan daadwerkelijk de met dit beleid beoogde effecten gaan opleveren.

2.3 Wat houdt het probleem in stand – problemen achter het probleem

Problemen achter het probleem zorgen er voor dat goedwillende en nalevingsbereide actoren ongewild het TAG-probleem mede in stand (kunnen) houden. De problemen achter het probleem bieden daarnaast mogelijkheden om relatief ongehinderd calculerend te handelen in strijd met de geest van het beleid. In dit hoofdstuk wordt vanuit beide invalshoeken op de meest betrokken actoren ingezoomd.

2.3.1 Wegbeheerders

Wegbeheerders weten veelal niet of en zo ja in welke hoeveelheden teer/TAG waar is toegepast. Op grond van de algemene zorgplichtbepaling van de Wm (art. 10.1) dienen zij echter wel maatregelen te treffen om verspreiding van teer zoveel mogelijk te voorkomen of te beperken en, conform art. 10.37 en art. 10.39, te zorgen voor een adequate verwijdering van teer. Dit begint met het vaststellen van de aanwezigheid van teer waarbij zich, ook al is men nalevingbereid, een aantal problemen voordoen:

- Het bewustzijn van de problematiek van TAG is niet algemeen aanwezig. Met name kleinere wegbeheerders lijken niet goed op de hoogte te zijn van de problematiek en hoe te handelen.
- De kwaliteit van onderzoek naar teer in wegen is niet voldoende geborgd. Voor dit onderzoek bestaan meerdere richtlijnen voor monsternamen en -analyse (CROW, NCOB, VKB) die van elkaar verschillen en waarvan vaststaat dat ze voor verbetering vatbaar zijn. Ook ontbreken heldere doelen en definities, bijvoorbeeld van 'selectief frezen'.
- De (ogenschijnlijk) eenvoudig te gebruiken (en daardoor veelgebruikte) PAK-detector is onbetrouwbaar (vals positief en vals negatief) en kent bovendien een detectiegrens (ondergrens) van 250 mg/kg. Dat wil zeggen dat de detector lagere gehalten dan deze grens per definitie niet aantoon, terwijl de grens voor hergebruik bij 75 mg/kg ds. ligt. Asphalt dat de PAK-detector teervrij en daardoor geschikt voor hergebruik verklaart kan daardoor toch teerhoudend zijn.
- Wegbeheerders schakelen voor het onderzoek in de regel adviesbureaus in. De kwaliteit van adviesbureaus verschilt echter zeer (hoe kies je een goed bureau?) en de kwaliteit staat onder druk omdat deze onderzoeksmarkt met name concurreert op prijs en veel minder op kwaliteit.
- Aan de kant van de wegbeheerder is er een inherent pettenprobleem (milieubelang versus mobiliteits- en financieel belang) wat onder andere kan zorgen voor kwantitatief/kwalitatief onvoldoende toezicht en directievoering op aan aannemers uitbestede werkzaamheden, bijvoorbeeld omdat bepaalde tijdsplanningen vanuit mobiliteitsbelang moeten worden gehaald binnen een bepaald budget.

Een gevolg van voornoemde problemen is de kans dat teer niet wordt ontdekt. Als teer wel wordt ontdekt bestaat de kans dat AG en TAG onbedoeld gemengd raken. Verder stemmen onderzoeksresultaat en daadwerkelijk PAK-gehalte niet noodzakelijkerwijs overeen: TAG kan als AG uit de bus komen.

Wegbeheerders weten zoals hiervoor gezegd vooraf vaak niet of teer/TAG aanwezig is. En anders dan op grond van genoemde algemene Wm-artikelen (algemene zorgplicht), is er geen bruikbare harde onderzoeksplicht waarop direct kan worden gehandhaafd. Calculerend kan hiervan misbruik worden gemaakt op onder andere de volgende manieren:

- **Toepassing van freesasfalt in hetzelfde werk.** Wegbeheerders kunnen wegen niet (goed) onderzoeken en het bij het werk vrijgekomen materiaal/freesasfalt (dat TAG kan zijn) binnen hetzelfde werk opnieuw (laten) toepassen. Het vrijkomen van freesasfalt (dat TAG kan zijn) hoeft niet te worden gemeld op basis van het Besluit melden bedrijfsafvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen. De rechtstreekse toepassing van freesasfalt wordt op grond van het Bsb evenmin gemeld, omdat dit niet verplicht is. (Administratief) toezicht op de rechtstreekse toepassing van freesasfalt in hetzelfde werk is dus thans niet (goed) mogelijk.
- **Toepassing van freesasfalt in een ander werk via tussentijdse inrichtingen.** Asfaltgranulaat dat vrijkomt bij wegwerkzaamheden kan alleen met een begeleidingsbrief naar een (tijdelijke) inrichting vervoerd worden. Een dergelijke begeleidingsbrief is ook vereist bij het transport van het granulaat dat inmiddels als halffabrikaat of bouwstof de (tijdelijke) inrichting verlaat. Maar bij het transport dat volgt vanaf een tweede (tijdelijke) inrichting waar het granulaat opgeslagen wordt, geldt dit niet meer. Vanaf dit moment is rommelen dus in principe mogelijk met een geringe kans op ontdekking. Het toezicht op tussentijdse inrichtingen in de buurt van werken is in de praktijk niet goed geregeld. Ook bij rechtstreekse toepassing van werk naar werk is het Besluit melden bedrijfsafvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen niet van toepassing.
- **Afwenteling van verantwoordelijkheid op aannemers.** Wegbeheerders zijn te allen tijde eindverantwoordelijk voor het onderzoek naar teer en de juiste afvoer van TAG. Uit het voor 'Weg met TAG' verrichte onderzoek is echter bekend dat wegbeheerders deze eindverantwoordelijkheid niet altijd ten volle nemen. Zij verstrekken aan aannemers niet altijd voldoende (betrouwbare) informatie – bijvoorbeeld in het bestek – over de samenstelling van vrijkomend asfalt en/of proberen de verantwoordelijkheid voor teerhoudend asfalt door middel van (prestatie)bestekken over te dragen aan aannemers ('vrijkomende materialen vervallen aan de aannemer'). Dit alles scheelt onderzoeks- en verwijderingskosten (€ 30,- à 40,- per ton voor TAG tegenover € 0,- à 10,- per ton voor AG). Aannemers kunnen zo ongewild en ongepland, alsmede niet begroot te maken krijgen met TAG waarvan zij zich moeten ontdoen. Indien zij de rekening niet bij de wegbeheerder kunnen terugleggen, zullen zij de kosten zelf moeten dragen en dan is er een kans dat het TAG in de keten blijft. Dit kan bijvoorbeeld door menging met AG. Een tweede mogelijkheid is dat TAG als secundaire bouwstof wordt toegepast in een werk (zie eerste bolletje). (Administratief) toezicht is dus thans niet (goed) mogelijk.

Naast een ontbrekende bruikbare harde onderzoeksplicht, zijn de richtlijnen voor onderzoek naar teer in wegen niet eenduidig vastgesteld. Calculerend kan ook hiervan gebruik worden gemaakt. Er is gelegenheid om onderzoeken in de gewenste richting (geen TAG) te sturen. Bijvoorbeeld door het naar eigen voordeel invulling geven aan niet heldere doelen of definities (zoals 'selectief frezen'). Maar ook door bijvoorbeeld: onvoldoende monsters, monsters op de verkeerde plaatsen, monsters te mengen, verschillende lagen van het wegdek te mengen en/of het negeren van adviezen van onderzoekers om nader onderzoek. De beperkte kwaliteitscontrole bij de acceptatie (bij met name brekers) is een factor die maakt dat wegbeheerders het erop kunnen wagen.

Een laatste probleem heeft betrekking op TAG dat pas tijdens de freeswerkzaamheden als zodanig herkend wordt. Door onderhoud, verzakkingen en gedeeltelijke reconstructies gedurende een lange reeks van jaren zijn wegen verre van homogeen qua opbouw en samenstelling. Dit betekent dat tijdens freeswerkzaamheden altijd onverwacht op teer kan worden gestuit, ook al was de voorbereiding van de uitvoering (onderzoek naar teer, bestek met freesplan) nog zo goed. Uit de praktijk is bekend dat freesmachinisten weten wanneer zij teerhoudend asfalt frezen: de frees maakt het asfalt heet, waardoor de PAK uitdampen, wat zij in de cabine ruiken. Het is van belang dat zij de freesmachine stil zetten zodra dit gebeurt en de juiste handelingen in gang zetten. Dit allereerst uit zelfbescherming (Arbo). Dit ten tweede vanwege het op de juiste manier – gescheiden – kunnen afvoeren van het vrijkomende TAG. Met het conform de planning uitvoeren en afronden van freeswerkzaamheden zijn grote directe en indirecte financiële belangen gemoeid. Denk bijvoorbeeld aan de kosten die vastzitten aan het langer dan voorzien moeten inzetten van een freesmachine, maar ook aan de kosten die worden opgeroepen indien een weg

later dan gepland en aangekondigd weer open gaat voor het verkeer. Deze belangen maken dat de druk om het werk onverminderd voort te zetten groot kan zijn, ook al wordt er onverwacht op teer gestuit.

2.3.2 Opslag, be- en verwerking, handel: depots, brekers en asfaltcentrales

Gezien paragraaf 2.3.1, kunnen actoren verderop in de keten, die zich bezighouden met opslag, be- en verwerking en handel van/in asfalt(producten), er niet van op aan wat ze precies binnen krijgen. In casu: TAG kan ondanks onderzoek als AG worden aangeleverd (en weer worden afgezet). Ook deze actoren dienen te handelen conform de bij wegbeheerders aangegeven Wm-artikelen, alsmede conform de vergunningvoorschriften. Daarom checken nalevingbereide depots, brekers en asfaltcentrales wat zij binnenkrijgen en onderscheiden zij daarbij TAG en AG. Ook stellen zij wel eisen aan de ontdoeners (wegbeheerders). Problemen hierbij:

- De (met name door brekers veelgebruikte) PAK-detector is ongeschikt voor het doel en/of wordt niet goed gehanteerd (zie hiervoor). De vergunningvoorschriften van het bevoegd gezag zijn vaak niet toereikend voor wat betreft het borgen van de kwaliteit van de ingaande stromen.
- De op basis van de BRL 9320 gecertificeerde asfaltcentrales, moeten beschikken over een acceptatieprocedure conform de Wm-vergunning om de milieuhygiënische kwaliteit van aan-geboden asfalt te controleren. Bevoegde overheden (provincies) nemen echter vaak geen toereikende vergunningvoorschriften op om de kwaliteit van ingaande stromen te bepalen en te waarborgen. Het BRL 9320 certificaat is dus niet per definitie een waarborg voor een adequate acceptatieprocedure.
- Een vergelijkbare redenering geldt voor de BRL 2506 voor granulaten geleverd door brekers.
- De acceptatieprocedure/-instructie van de NCOB (waarvan bijna alle asfaltcentrales lid zijn) is voor verbetering vatbaar. Bovendien staat of valt de uiteindelijke effectiviteit ervan met een nauwkeurige toepassing op de werkvloer.

Het gevolg van deze problemen is dat het kan gebeuren dat TAG niet conform de MVS thermisch wordt gereinigd, waarna nuttige toepassing plaatsvindt. Het teer blijft in de keten.

Calculerend handelen kunnen depots, brekers en asfaltcentrales in principe, want:

- depots en brekers accepteren AG en TAG en kunnen beide stromen in principe mengen wat lucratief is;
- asfaltcentrales kunnen TAG in beginsel ook wegmengen.

2.4 Overige problemen, niet zijnde kernproblemen voor de LOM-taskforce

De reinigingscapaciteit voor TAG is sinds kort ruimschoots op peil, maar zal in de aankomende paar jaar nog vooral worden ingezet voor het wegwerken van de in de afgelopen jaren opgeslagen omvangrijke hoeveelheden TAG. Dit betekent dat grote hoeveelheden TAG in afwachting van reiniging nog steeds opgeslagen blijven liggen. In sommige gevallen leidt dit tot overschrijding van de vergunde termijnen. De milieuvergunningen voor deze opslagen zijn voorts niet altijd adequaat en worden niet altijd nageleefd met als gevolg onder andere risico's voor de bodem door uitloging. Verder loopt de overheid een financieel risico bij faillissement van actoren die TAG hebben opgeslagen: financiële zekerheidstellingen ontbreken of zijn niet toereikend.

Deze problemen spelen wel, maar betreffen niet het uit de keten verwijderen van teer waarop de taskforce zich richt. Daarom wordt aan deze problemen verder geen aandacht geschonken.

2.5 Het probleem samengevat

Van de TAG-keten zijn het begin en het einde **van overheidswege** gereguleerd. De toepassing van teer en teerproducten in de wegenbouw is sinds 1990 gestaakt. Vrijgekomen TAG dient te worden gereinigd (MVS). De tussenliggende processen worden geacht adequaat te verlopen op basis

van met name **zelfregulering** (uiteraard zijn daarbij in bepaalde gevallen wel vergunningen vereist). De (theoretische) redenering is in de kern als volgt: (gecertificeerde) acceptatieprocedures voor asfalt bij asfaltcentrales en brekers zorgen ervoor dat ontdoeners gedwongen onderscheid maken in AG en TAG (anders kunnen ze hun vrijgekomen asfalt niet kwijt), waarna AG direct kan worden hergebruikt en TAG, al dan niet na opslag en opbulking, thermisch wordt gereinigd voor hergebruik. Asfaltcentrales en brekers borgen een adequate acceptatie, omdat ook zij anders met afzetproblemen voor hun producten te maken (kunnen) krijgen.

Cruciale zwakke plekken in het systeem in de praktijk zijn op basis van 'Weg met TAG';

- dat het onderscheid door wegbeheerders (ontdoeners) in AG en TAG door diverse factoren niet waterdicht is, onbedoeld en bedoeld;
- dat controlerende mechanismen zoals (gecertificeerde) acceptatieprocedures, om 'doorgeslipt' TAG in volgende schakels van de keten (brekers, asfaltcentrales of werken) alsnog te 'ontmaskeren', eveneens niet waterdicht zijn. Wat hierbij mede een rol speelt is het feit dat onderdelen van de keten (aannemer, breker, asfaltcentrale) soms in één hand zijn, waardoor er geen sprake is van tegengestelde belangen die elkaar controleren.

TAG kan zodoende weer worden hergebruikt en blijft in de Nederlandse asfaltketen met alle genoemde risico's van dien.



3 Het probleem onder controle



3.1 Focus en te bereiken outcome

Het niet meer gebruiken van teer en teerproducten, het verbod op het hergebruiken van TAG en het thermisch reinigen van vrijkomend teerhoudend asfalt (MVS) is gezien de risico's van PAK een juiste keuze. Een structurele oplossing begint immers met het dichtdraaien van de kraan, zodat enkel de historische erfenis aan teer resteert. Uiteraard moeten het verbod en de MVS serieus (kunnen) worden gehandhaafd.

De LOM-taskforce denkt dat dit kan door een aantal problemen of zwakke plekken in de keten aan te pakken en op te lossen.

Cruciaal is het (bij wegenonderhoud, -sloop en -reconstructie) ontdekken, selectief verwijderen en vervolgens in de verschillende schakels van de keten gescheiden houden van TAG. Hierop richt de LOM-taskforce TAG zich primair (focus van de interventiestrategie).

In theorie is het ontdekken en selectief verwijderen van teer en het gescheiden houden en reinigen van TAG thans goed geregeld. Ontdoeners van asfalt, depots, brekers en asfaltcentrales en toepassers van asfalt houden elkaar op grond van het vigerende beleid in de gaten in een systeem van checks & balances:

- De wegbeheerders/ontdoeners onderzoeken vooraf de weg op de aanwezigheid van teer of laten dat doen.
- De wegbeheerders/ontdoeners onderzoeken (of laten dat doen) het feitelijk vrijkomend asfalt op teer (in theorie) vanwege de zorgplicht in de Wm en ten behoeve van een vlotte en juridisch correcte ontdoening: het asfalt moet immers de acceptatieprocedures van depots, brekers en asfaltcentrales passeren.
- Depots, brekers en asfaltcentrales checken het binnenkomende asfalt van wegbeheerders/ontdoeners op teer (conform hun vergunde (gecertificeerde) acceptatieprocedures), teneinde de milieuvergunning na te leven, alsmede voor het goed kunnen afzetten van hun producten aan de toepassers van asfalt.
- Toepassers van asfaltgranulaat vragen van depots, brekers en asfaltcentrales teervrije producten, omdat zij anders het verbod (Bsb) op het in wegen en funderingen toepassen van teerhoudend asfalt overtreden.

De resultaten van 'Weg met TAG' geven aan dat voornoemd systeem van zelfregulering en checks & balances in theorie goed is, maar in de praktijk niet (goed genoeg) werkt. In hoofdstuk 2 zijn de achterliggende problemen (zwakke plekken en/of lekken in de keten) beschreven.

In het kort komen deze problemen erop neer dat:

- (a) actoren in de keten niet scherp genoeg naar elkaar (kunnen) zijn wat betreft TAG, wat mede ook te maken heeft met het feit dat delen van de keten soms in één hand zijn;
- (b) er mogelijkheden zijn om doelbewust maar onopgemerkt calculerend te handelen in strijd met de geest van het beleid.

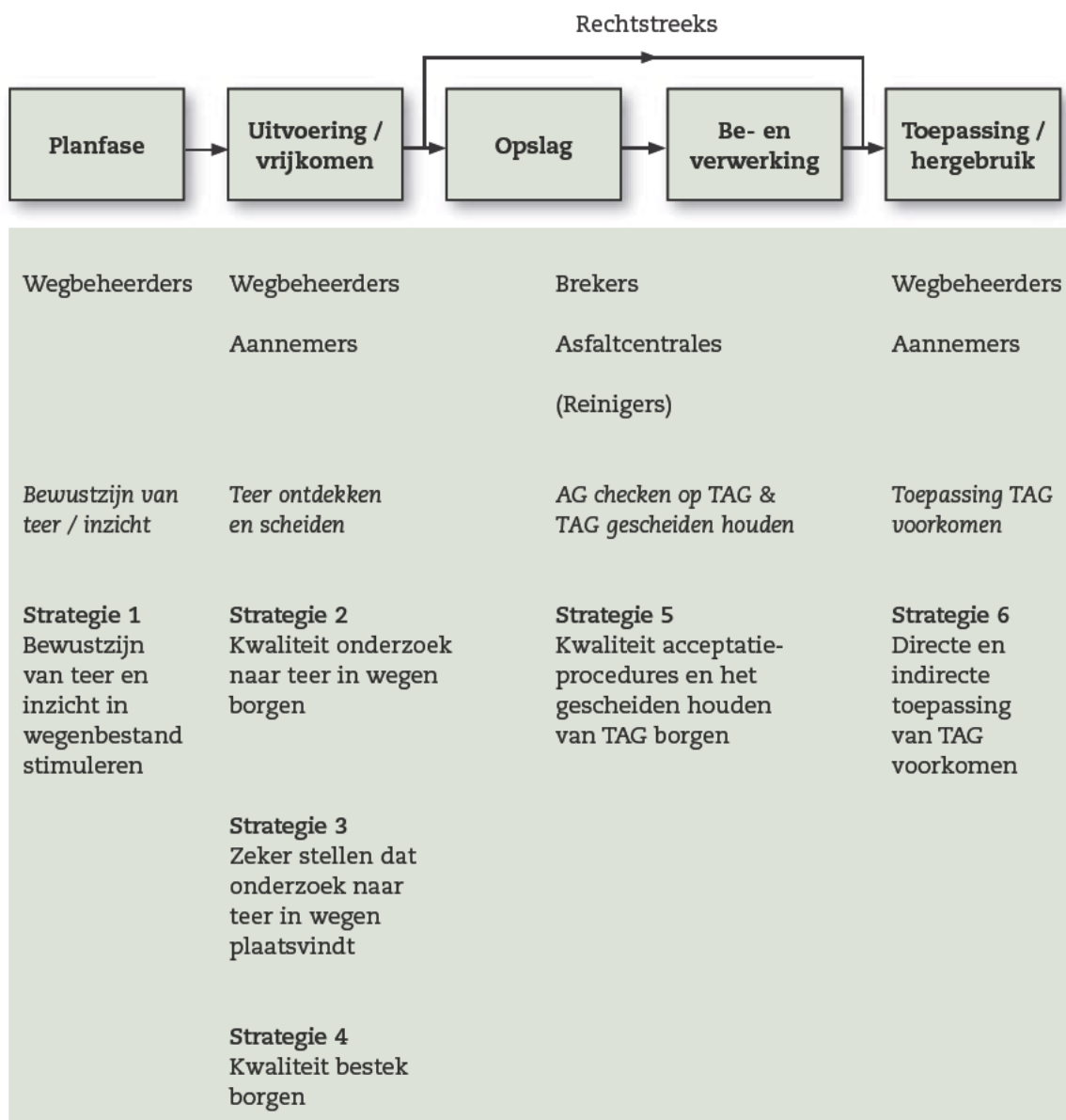
De LOM-taskforce TAG wil voor deze problemen komen tot adequate oplossingen. De LOM-taskforce vindt het TAG-probleem onder controle (na te streven outcome) indien:

- (a) actoren in de keten elkaar scherp kunnen houden op TAG en zij dat ook doen;
- (b) de mogelijkheden om doelbewust maar onopgemerkt calculerend te handelen in strijd met de geest van het beleid zijn ondervangen.

3.2 Strategie – wat moet er gebeuren?

In lijn met de huidige beleidstheorie, zou ervoor kunnen worden gezorgd dat de druk van achter uit de keten naar voren toeneemt: van toepassers van asfalt via depots, brekers en asfaltcentrales naar ontdoeners. Bijvoorbeeld door het verbod op het toepassen van TAG zeer strikt te handhaven inclusief sancties waar het fout gaat.

De vraag is echter of dit een adequate oplossing is. Weliswaar wordt dan zeker gesteld dat het PAK-gehalte van het asfalt(granulaat) dat wordt toegepast niet meer dan 75 mg/kg ds. bedraagt. Maar het in de keten onbedoeld en bedoeld mengen van AG en TAG wordt er niet mee voorkomen, waardoor Nederland 'grijzer' kan worden. Additioneel actie ondernemen vindt de LOM-taskforce daarom nodig. Gezien de hiervoor geschetste problemen achter het probleem dient dit te gebeuren op verschillende plekken in de keten. Voor deze problemen bestaan reeds een aantal kaders en afspraken, maar deze werken thans in de praktijk onvoldoende door. De taskforce wil via de LOM-lijn allereerst een goede doorwerking van bestaande afspraken en kaders bereiken. In de tweede plaats vindt de taskforce enkele nieuwe strategieën/instrumenten van belang ten aanzien van goede vergunningen, goed handhaven, goed onderzoek etcetera. In de nu volgende figuur is de (vereenvoudigde) keten afgebeeld, alsmede waar er volgens de taskforce gezien de problemen wat moet gebeuren (strategieën).



3.3 Tactiek - hoe doen we dat?

PLANFASE - BEWUSTZIJN VAN TAG EN INZICHT IN WEGENBESTAND

Strategie 1 – Bewustzijn van teer en inzicht in wegenbestand bij wegbeheerders stimuleren

In paragraaf 2.1 is gezegd dat wegbeheerders veelal niet weten of en zo ja in welke hoeveelheden teer/TAG is toegepast. Verder is aangegeven dat het bewustzijn van de problematiek van teer en hoe te handelen bij (met name kleinere) wegbeheerders niet algemeen aanwezig is. Strategie 1 speelt hierop in door het bewustzijn van teer en hoe te handelen, alsmede het opbouwen van inzicht in het eigen wegenbestand te stimuleren.

Tactiek 1.1 – Gerichte communicatie met wegbeheerders

Tactiek 1.1 bestaat uit gerichte communicatie met wegbeheerders om ze bewust te maken van de teerproblematiek, de rol die zij daarin vervullen, de bijdrage die zij kunnen leveren aan het oplossen van de problematiek (onder andere via goede bestekken, zie strategie 4) en de voordelen die dit voor henzelf heeft. Qua voordelen denkt de taskforce in ieder geval aan (a) het opbouwen van een collectief geheugen zodat kennis geborgd is en niet verdwijnt als gevolg van personeelsverloop en (b) het beperken van de kosten van (toekomstig) onderzoek door historische en nieuwe gegevens goed vast te leggen. De gerichte communicatie moet voorts mede de weg bereiden voor tactiek 3.1 (gedragscode tussen wegbeheerders).

Tactiek 1.2 – Afspraak tussen wegbeheerders over het opbouwen van inzicht in het eigen wegenbestand

In het ideale geval beschikken wegbeheerders over een integraal beeld van hun wegenbestand qua opbouw en samenstelling (wegenkwaliteitskaart). Van dit ideaal is thans zelden sprake. De LOM-taskforce heeft gediscussieerd over de mogelijkheid van het per wegbeheerder ontwikkelen van een wegenkwaliteitskaart – vergelijkbaar met de in de afgelopen jaren ontwikkelde bodemkwaliteitskaarten en het landsdekkend beeld van de bodemverontreiniging – maar hiervan uit kosten oogpunt afgezien. Onderzoek naar de opbouw en samenstelling van wegen dient volgens de taskforce plaats te vinden gekoppeld aan onderhoud-, reconstructie- of sloopwerkzaamheden waarbij teer kan vrijkomen. Dit alles neemt niet weg dat de taskforce het zeer belangrijk vindt dat wegbeheerders registreren waar wat aangebracht wordt als zij dit thans niet doen. Daarnaast hecht de taskforce eraan dat wegbeheerders nieuwe onderzoeksgegevens registreren over oude opbouwlagen die worden overlaagd. Het is hierbij belangrijk dat de gegevens voor lange termijn in een algemeen formaat worden opgeslagen zodat ze ook over (zeer) lange tijd nog raadpleegbaar zijn. Zodoende wordt inzicht in het eigen wegenbestand stap voor stap opgebouwd zonder dat dit veel (extra) kosten met zich meebrengt. De taskforce vindt dat hierover in een gedragscode tussen wegbeheerders een afspraak moet worden gemaakt (zie tactiek 3.1). Rijkswaterstaat en enkele andere wegbeheerders registreren reeds toegepaste materialen in constructies naar aard en hoedanigheid en ervaren de voordelen hiervan.

UITVOEREN EN VRIJKOMEN – TAG ONTDEKKEN EN SCHEIDEN

Strategie 2 – Kwaliteit onderzoek naar teer in wegen borgen

In hoofdstuk 2 is gewezen op het bestaan van meerdere richtlijnen voor onderzoek naar teer in wegen, die van elkaar verschillen en waarvan vaststaat dat ze kunnen worden verbeterd. Kortom: de kwaliteit van het onderzoek naar teer in wegen is thans onvoldoende geborgd. De kwaliteit van dit onderzoek voor de toekomst wél borgen, is de inzet van de taskforce met strategie 2.

Tactiek 2.1 – Een kwalitatief goed, eenduidig en gedragen onderzoeksprotocol

Om de kwaliteit van het onderzoek naar teer in wegen te borgen is het ontwikkelen van een kwalitatief goed, eenduidig en gedragen onderzoeksprotocol van groot belang. Getuige het rapport 'Weg met TAG' dient zo'n protocol met name te voorzien in een eenduidige normering voor monsterneming (aantal en plaats boorkernen), extractie- en analysemethode en de wijze waarop bij analyse en verwijdering moet worden omgegaan met de gelaagdheid van het wegdek.

De LOM-taskforce denkt dat het CROW-protocol OVA-2 (Omgaan met Vrijkomend Asphalt) dat thans wordt ontwikkeld met financiële ondersteuning van VROM kan voorzien in de behoefte aan een goed, eenduidig en gedragen onderzoeksprotocol conform voornoemde eisen die volgen uit het rapport 'Weg met TAG'. Het CROW te Ede is het nationale kennisplatform voor infrastructuur, verkeer, vervoer en openbare ruimte. Alle belanghebbende partijen participeren in het CROW, zoals overheden, adviesbureaus en bouwbedrijven. De projectleider van de LOM-taskforce heeft zitting in de begeleidingscommissie van het CROW-protocol en bewaakt dat de bevindingen zoals opgenomen in het rapport 'Weg met TAG' in het nieuwe CROW-protocol worden verwerkt.

Strategie 3 – Zeker stellen dat onderzoek naar teer in wegen plaatsvindt

Met een kwalitatief goed, eenduidig en gedragen onderzoeksprotocol (strategie 2, tactiek 2.1) is nog niet gezegd dat dit onderzoek ook daadwerkelijk wordt uitgevoerd. Strategie 3 houdt het zeker stellen van het onderzoek naar teer in wegen in conform het protocol van tactiek 2.1.

In de huidige situatie is de algemene zorgplichtbepaling van de Wm (art. 10.1) de enige formele aansporing van wegbeheerders om onderzoek te doen naar teer in wegen. Op grond van deze bepaling dienen zij namelijk maatregelen te treffen om verspreiding van teer zoveel mogelijk te voorkomen of te beperken en dit begint uiteraard met het vaststellen van het al dan niet aanwezig zijn van teer. Ook uit arbo-oogpunt, voor het maken van een goed veiligheid- en gezondheidsplan, is dit belangrijk.

De LOM-taskforce vindt de algemene zorgplichtbepaling van de Wm een te open norm om zeker te stellen dat onderzoek naar teer in wegen plaatsvindt. Daarom zijn meer toegespitste normen nodig waarmee de handhaving gewaarborgd kan worden. De taskforce denkt hierbij aan de combinatie van een gedragscode tussen de wegbeheerders die aansluit bij de algemene zorgplichtbepaling van de Wm (tactiek 3.1) en het koppelen van het onderzoeksprotocol van tactiek 2.1 (OVA-2) aan de Uitvoeringsregeling van het nieuwe Besluit bodemkwaliteit (herziening Bsb) (tactiek 3.2).

Tactiek 3.1 – Een gedragscode tussen wegbeheerders ter specificatie van de norm van de algemene Wm-zorgplicht

Om zeker te stellen dat onderzoek naar teer in wegen conform het protocol van tactiek 2.1 plaatsvindt, wil de LOM-taskforce ten eerste dat de wegbeheerders zich gaan committeren aan een te ontwikkelen gedragscode die als gespecificeerde norm geldt van de algemene zorgplichtbepaling van de Wm. In de gedragscode verbinden de wegbeheerders zich tot het doen van onderzoek naar teer in wegen waarvan asphalt vrijkomt conform het protocol van tactiek 2.1, indien niet onomstotelijk vaststaat dat deze wegen teervrij zijn. In de gedragscode wordt tevens vastgelegd dat wegbeheerders die geen onderzoek doen conform het protocol van tactiek 2.1, daarmee automatisch hun zorgplicht verzaken en niet voldoen aan c.q. handelen in strijd met artikel 10.1 van de Wm. De taskforce benadrukt dat het nadrukkelijk gaat om de combinatie van gedragscode en Wm: het handhaven van alleen de algemene zorgplichtbepaling van de Wm is lastig; verwacht wordt dat deze handhaving gemakkelijker gaat, indien de wegbeheerders op wie deze zorgplicht rust zich via een gedragscode expliciet committeren daaraan. Bedoelde gedragscode zal moeten worden ontwikkeld (zie hoofdstuk 4). Bijlage 2 bevat de algemene contouren van een gedragscode.

Tactiek 3.2 – Het juridisch verankeren van het OVA-2 protocol

Om zeker te stellen dat onderzoek naar teer in wegen conform het protocol van tactiek 2.1 plaatsvindt, wil de LOM-taskforce ten tweede een juridische verankering van dit protocol bewerkstelligen.

Om nieuwe regels en onnodige regeldruk te voorkomen heeft de LOM-taskforce gezocht naar mogelijkheden om voor bedoelde juridische verankering mee te liften op bestaande ontwikkelingen. Mede op aangeven van de CROW-werkgroep OVA-2, vindt de taskforce dat onderzocht moet worden of verankering van het onderzoeksprotocol op een relatief laagdrempelige manier kan plaatsvinden. Enerzijds door dit protocol te koppelen aan de Uitvoeringsregeling van het nieuwe Besluit bodemkwaliteit voor wat betreft bouwstoffen die worden toegepast in werken. Anderzijds mogelijk aan de BRL 9320 en de BRL 2506 via het daarin opnemen van eisen aan certificaathouders met betrekking tot het borgen van de kwaliteit van de inkomende asfaltstroom.

Strategie 4 – Kwaliteit bestek en uitvoering daarvan voor wat betreft TAG borgen

Strategie 2 en strategie 3 zijn er met name op gericht om teer te ontdekken. Maar daarmee zijn we er nog niet. Want om teer uit de keten te krijgen dienen teerhoudende lagen daar waar dat kan selectief te worden verwijderd, in casu gefreesd, en afgevoerd. Daar waar selectieve verwijdering niet mogelijk is dient dit gemotiveerd te worden. Cruciaal voor het daadwerkelijk selectief verwijderen en afvoeren van teer uit wegen is een en goed en getrouw bestek met een op selectieve verwijdering gericht freesplan, dat één op één is gebaseerd op het conform het onderzoeksprotocol van tactiek 2.1 uitgevoerde onderzoek. Dit borgen is strategie 4.

Tactiek 4.1 (= tactiek 3.1) – Een gedragscode tussen wegbeheerders ter specificatie van de norm van de algemene Wm zorgplicht

Traditioneel aanbesteden (conform UAV '89)

In de bij tactiek 3.1 genoemde gedragscode verplichten wegbeheerders zich tot het daar waar dit kan (laten) opstellen van een bestek met een op selectieve verwijdering gericht freesplan, dat aantoonbaar is gebaseerd op het conform het onderzoeksprotocol van tactiek 2.1 uitgevoerd onderzoek. Indien selectieve verwijdering niet mogelijk is, dient dit schriftelijk te worden gemotiveerd in het rapport van het conform OVA-2 uitgevoerde onderzoek.

Innovatief aanbesteden (conform UAV GC)

In de gedragscode wordt tevens opgenomen dat indien wegbeheerders innovatief aanbesteden, waarbij aannemers bij ontwikkeling en ontwerp betrokken zijn (o.a. design, built, finance & maintain en design & construct), het uitgevoerde onderzoek conform het protocol van tactiek 2.1 vast onderdeel is van de aanbesteding, zodat inschrijvende aannemers over alle benodigde informatie beschikken voor het kunnen doen van een reële aanbieding. De voorstellen van inschrijvende aannemers worden door de wegbeheerder aantoonbaar beoordeeld op de koppeling van bestek en selectief freesplan met het onderzoek en de wijze van afvoer van het vrijgekomen materiaal (inclusief de verrekening daarvan).

Ongeacht het aanbesteden – traditioneel of innovatief – wordt in de gedragscode afgesproken dat het selectief verwijderen van teer als post in de voorstellen van aannemers dient te zijn opgenomen en expliciet verrekenbaar of expliciet herleidbaar moet zijn. Evident moet zijn dat er op het selectief verwijderen van TAG is begroot, wat in de calculatie tot uitdrukking dient te komen op basis van reële hoeveelheden en prijzen. De uit verouderde RAW modelbestekken afkomstige, maar nu nog wel voorkomende passage dat vrijkomende materialen vervallen aan de aannemer, wordt voor wat betreft teerhoudend materiaal niet meer gehanteerd.

Om de juiste uitvoering van het bestek voor wat betreft het selectief verwijderen/frezen van teerhoudende lagen en het afvoeren van TAG naar een erkende inrichting zeker te stellen, wordt in de gedragscode opgenomen dat de te allen tijde eindverantwoordelijke wegbeheerders zich er

aantoonbaar van vergewissen dat de uit het onderzoek naar voren gekomen en in het bestek opgenomen hoeveelheid vrijkomend TAG daadwerkelijk bij de erkende inrichting is afgegeven. Dit kan onder andere door middel van de begeleidingsbrief die de ontdoener in beginsel van de ontvangende inrichting krijgt. Nu gaat deze begeleidingsbrief veelal naar de aannemer. Met deze praktijk wordt derhalve gebroken.

Indien wegbeheerders voornoemde verplichtingen in de gedragscode niet nakomen, verzaken zij automatisch hun zorgplicht en voldoen zij niet aan c.q. handelen zij in strijd met artikel 10.1 van de Wm. Ook dit wordt in de gedragscode afgesproken. Wegbeheerders zijn en blijven immers ontdoener tot en met het moment dat de overdracht aan een vergunde inrichting heeft plaatsgevonden.

Tactiek 4.2 – Adequate aanbestedingsvoorwaarden tegen de achtergrond van de TAG-problematiek

Voor het daadwerkelijk adequaat selectief verwijderen van teerhoudende lagen en het op de juiste wijze afvoeren van teer uit wegen is de aanbesteding van deze werkzaamheden bij aannemers van groot belang. Deze aanbesteding vindt thans in de regel plaats conform de UAV '89 (traditioneel) en UAV GC (innovatief). Het is van belang dat deze beide Uniforme Aannemings Voorwaarden adequaat zijn tegen de achtergrond van de TAG-problematiek. Dit bereiken is tactiek 4.2.

Strategie 5 – Kwaliteit acceptatieprocedures en het gescheiden houden van TAG borgen

De LOM-taskforce TAG hecht aan goede acceptatieprocedures bij depots, brekers en asfaltcentrales. Dit om TAG dat er in eerdere schakels doorheen is geglipt alsnog te ontdekken en uit de keten te halen. Dit ook om druk op de ontdoeners/aanbieders (wegbeheerders, aannemers) te zetten, zodat zij zorgvuldig werken (goed onderzoek (laten) doen, goede bestekken maken, etcetera = strategie 1 tot en met 4). Om teer uit de asfaltketen te halen is het vervolgens van belang dat het TAG gescheiden van het AG wordt gehouden bij depots, brekers en asfaltcentrales en voor reiniging wordt afgevoerd.

Tactiek 5.1 – Adequate acceptatieprocedures in de Wm-vergunningen t.b.v. scheiding

De LOM-taskforce vindt dat adequate en handhaafbare acceptatieprocedures moeten zijn opgenomen in de Wm-vergunningen van depots, brekers en asfaltcentrales (die voor beide stromen zijn vergund), opdat scheiding van TAG en AG aan de poort zoveel als mogelijk is verzekerd. Wat de LOM-taskforce voor wat betreft de acceptatieprocedures in ieder geval essentieel vindt is dat aan de poort:

- (a) zeker wordt gesteld waar een partij asfalt vandaan komt inclusief de bij die partij behorende informatie (onderzoeksgegevens en dergelijke);
- (b) aangebracht TAG zonder verdere beoordeling of analyse rechtstreeks als TAG wordt geaccepteerd en gescheiden wordt afgevoerd of wordt geweigerd (zie ook tactiek 5.2);
- (c) binnenkomend AG fysiek wordt gecheckt op de aanwezigheid van teer/PAK en bij een positieve uitslag (TAG) niet als AG maar als TAG wordt geaccepteerd en gescheiden wordt afgevoerd of wordt geweigerd.

Voor de bij punt (c) genoemde fysieke check is de huidige PAK-detector ongeschikt. Op dit moment wordt onder leiding van branchevereniging VBW-asfalt een project uitgevoerd om een nieuwe, snelle, onderzoeksmethode voor PAK te ontwikkelen dan wel de huidige te verbeteren. Of het product van dit project kan dienen voor genoemde fysieke check zal te zijner tijd, bij het implementeren van de onderhavige interventiestrategie, moeten worden beoordeeld.

Tactiek 5.2 – Vergunningvoorschriften voor het gescheiden houden van TAG

Om het gescheiden houden van TAG zeker te stellen vindt de LOM-taskforce dat depots, brekers

en asfaltcentrales aantoonbaar moeten kunnen maken dat de ingenomen TAG-stroom qua massa gelijk is aan de uitgaande TAG-stroom ('TAG in = TAG uit'). Hieruit volgt dat brekers de ingenomen TAG-stroom alleen mogen breken voor efficiënt transport naar een erkende verwerker. De LOM-taskforce vindt dat het principe 'TAG in = TAG uit' in de Wm-vergunning van depots, brekers en asfaltcentrales moet zijn geregeld. De registratie conform het Besluit melden bedrijfsafvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen kan hierbij een hulpmiddel zijn.

Wat de taskforce voorts in de Wm-vergunning wil vastleggen, is dat AG en TAG op het terrein verplicht fysiek gescheiden van elkaar dienen te worden opgeslagen.

TOEPASSING TAG VOORKOMEN

Strategie 6 – Directe en indirecte toepassing van TAG voorkomen

Om het TAG-probleem definitief op te lossen is de toepassing van teer en teerproducten, waaronder TAG, een halt toegevoegd. Na het staken van de primaire toepassing van teer en teerproducten is het hergebruiken van TAG met ingang van 2001 verboden door middel van de Uitvoeringsregeling Bsb. Uit het rapport 'Weg met TAG' weten we dat ondanks het verbod allerm minst kan worden uitgesloten dat TAG heden ten dage rechtstreeks of via de verschillende schakels van de keten (waarin het niet wordt opgemerkt) in de wegenbouw wordt toegepast. Onder rechtstreekse toepassing verstaan we het direct na vrijkomen toepassen van freesasfalt in hetzelfde werk (meestal als fundering), in de regel als gevolg van onvoldoende onderzoek naar teer voorafgaand aan de werkzaamheden. Strategie 6 van de LOM-taskforce is het voorkomen van de toepassing van TAG. In feite komt strategie 6 daardoor neer op het handhaven van het Bsb (straks het nieuwe Besluit Bodemkwaliteit).

Tactiek 6.1 – Ketenhandhaving

De taskforce denkt dat alle voorgaande tactieken in combinatie leiden tot het grotendeels oplossen van het TAG-probleem. Om te beoordelen of dit inderdaad zo is en om notoire overtreders te pakken – dus omwille van zicht en greep op de keten – zet de LOM-taskforce TAG in op ketenhandhaving als sluitstuk van de interventiestrategie.

Gemeenten en provincies zijn de primaire partijen voor ketenhandhaving TAG. De gemeente is doorgaans bevoegd gezag voor het toepassingsmoment (bevoegd gezag Bsb). Indien bij controles op het toepassingsmoment TAG wordt ontdekt, is het vanuit de gedachte van ketenhandhaving niet alleen zaak voor de gemeente om adequaat op te treden tegen de overtreding van het Bsb. Het is dan tevens zaak om terug in de keten, zonodig samen met andere bevoegde overheden, te onderzoeken wat de herkomst van het TAG is en welke overtredingen daarbij door wie zijn begaan c.q. welke afspraken (zoals uit de voorgestelde gedragscode, tactiek 3.1) door wie zijn geschonden. Het gezag dat bevoegd is voor het ketengedeelte waar de overtreding heeft plaatsgevonden, zal uiteraard de aan overtreding c.q. schending gekoppelde sancties moeten opleggen. Aangezien de provincie bevoegd gezag is voor wat betreft de depots, brekers en asfaltcentrales, is samenwerking tussen gemeenten en provincies sowieso essentieel om de keten te sluiten. Naast gemeenten en provincies, zullen ook politie en Justitie, alsmede de VROM-Inspectie en de Arbeidsinspectie bij de ketenhandhaving betrokken dienen te zijn. Gemeenschappelijke kaders, zoals de landelijke sanctiestrategie, zijn van toepassing.

Uiteraard is het niet de bedoeling dat ketenhandhaving en het terug in de keten traceren van TAG per se altijd start bij het ontdekken van TAG op het moment van toepassen. Ketenhandhaving betekent bijvoorbeeld ook dat een provincie die ontdekt dat een breker minder TAG heeft afgevoerd dan ontvangen: (a) tegen deze breker optreedt (op grond van de bij tactiek 5.1 nagestreefde vergunningvoorschriften) en (b) nagaat waar de TAG-houdende bouwstoffen voor toepassing zijn heengegaan en de betreffende gemeenten daarvan in kennis stelt.

De taskforce vraagt aandacht voor het feit dat gemeenten en provincies in de regel zowel wegbeheerder zijn als ook bevoegd gezag (Wm en Bsb). Functiescheiding is derhalve van belang.

3.4 Samenvatting

3.4.1 Wegbeheerders (als ontdoener)

Qua strategie en tactieken zet de LOM-taskforce TAG stevig in op de wegbeheerders. Dit omdat het definitief uit de keten verwijderen van TAG écht begint met het in de eerste schakels (planfase, uitvoering wegwerkzaamheden) ontdekken, selectief frezen en gescheiden afvoeren van TAG. Getuige onder andere het rapport 'Weg met TAG' is het ontdekken, selectief frezen en gescheiden afvoeren van TAG op dit moment door verschillende factoren onvoldoende geborgd. De LOM-taskforce wil deze borging in hoofdzaak bereiken door gerichte communicatie (bewustwording vergroten) en het afsluiten van een gedragscode tussen wegbeheerders. Essentiële afspraken in deze gedragscode zijn wat betreft de taskforce:

- dat wegbeheerders onderzoek (laten) doen naar teer in wegen waarvan asfalt vrijkomt conform het (in ontwikkeling zijnde) CROW-protocol OVA-2, indien niet onomstotelijk vaststaat dat deze wegen teervrij zijn;
- dat wegbeheerders bij traditioneel aanbesteden een bestek met een daarbij behorend, op selectieve verwijdering gericht, freesplan (laten) opstellen, dat aantoonbaar is gebaseerd op onderzoek conform het CROW-protocol OVA-2. Bij innovatieve aanbesteding zijn er meerdere opties denkbaar. Het uitgevoerde onderzoek conform het CROW-protocol is echter steeds een vast onderdeel van de aanbesteding, zodat inschrijvende aannemers over alle benodigde informatie beschikken voor het kunnen doen van een reële aanbieding. De voorstellen van inschrijvende aannemers worden door de wegbeheerder aantoonbaar beoordeeld op de koppeling van bestek en selectief freesplan met dit onderzoek;
- dat wegbeheerders zich er aantoonbaar van vergewissen dat al het vrijgekomen TAG daadwerkelijk bij een erkende inrichting is afgegeven;
- dat wegbeheerders vanaf heden registreren waar wat voor soort asfalt of andere verharding wordt aangebracht. Tevens worden vanaf nu de uitkomsten van alle onderzoeken op basis van de CROW-richtlijn geregistreerd met daarbij waar wat voor soort asfalt zit. Door dit te registreren wordt stap voor stap een goed overzicht opgebouwd van de samenstelling van het eigen wegenbestand;
- dat wegbeheerders die voornoemde afspraken van de code schenden, automatisch hun zorgplicht verzaken en niet voldoen aan c.q. handelen in strijd met artikel 10.1 van de Wm.

De LOM-taskforce ziet de gedragscode met voornoemde afspraken als een concreet voorbeeld van eenduidig overheidsoptreden. Wegbeheerders zijn in de regel overheden. Als zij de krachten bundelen, bovenstaande afspraken maken en zodoende de norm zetten, is er een stevige basis voor het daadwerkelijk definitief oplossen van het TAG-probleem.

Om niet alleen afhankelijk te zijn van een gedragscode, hecht de LOM-taskforce zeer aan het juridisch verankeren van het OVA-2 protocol. Dit lijkt te kunnen via de Uitvoeringsregeling van het nieuwe Besluit bodemkwaliteit (herziening Bsb) enerzijds, mogelijk in combinatie met de BRL 9320 en de BRL 2506 anderzijds (BRL-eisen aan certificaathouders met betrekking tot het borgen van de kwaliteit van de inkomende asfaltstroom).

3.4.2 Depots, brekers en asfaltcentrales

De taskforce vindt dat de kwaliteit van de acceptatieprocedures van depots, brekers en asfaltcentrales moet zijn geborgd, teneinde TAG dat in de voorgaande schakels van de keten niet is ontdekt aan de poort alsnog te ontdekken en uit de keten te halen, alsmede om druk te zetten op ontdoeners om zorgvuldig te werken. Het borgen van de kwaliteit van de acceptatieprocedures wil de taskforce bereiken door middel van het in de Wm-vergunningen voorschrijven van een adequate acceptatieprocedure/-instructie. Daarin moet in ieder geval zijn opgenomen dat:

- bij acceptatie zeker wordt gesteld waar een partij vandaan komt inclusief bijbehorende informatie (onderzoek en dergelijke);
- aangebracht TAG zonder verdere beoordeling of analyse rechtstreeks als TAG wordt geaccepteerd en gescheiden wordt afgevoerd of wordt geweigerd;

- binnenkomend AG fysiek wordt gecheckt op de aanwezigheid van teer/PAK en bij een positieve uitslag (TAG) niet als AG, maar als TAG wordt geaccepteerd en gescheiden wordt afgevoerd dan wel wordt geweigerd.

Verder is essentieel dat TAG aantoonbaar gescheiden wordt gehouden en voor reiniging wordt afgevoerd. Dit te bereiken door:

- van depots, brekers en asfaltcentrales aantoonbaar te verlangen – via de Wm-vergunning – dat de ingegane TAG-stroom qua massa gelijk is aan de uitgegane TAG-stroom, waarbij de registratie conform het Besluit melden bedrijfsafvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen een hulpmiddel kan zijn;
- in de Wm-vergunning voor te schrijven dat AG en TAG fysiek gescheiden van elkaar worden opgeslagen.

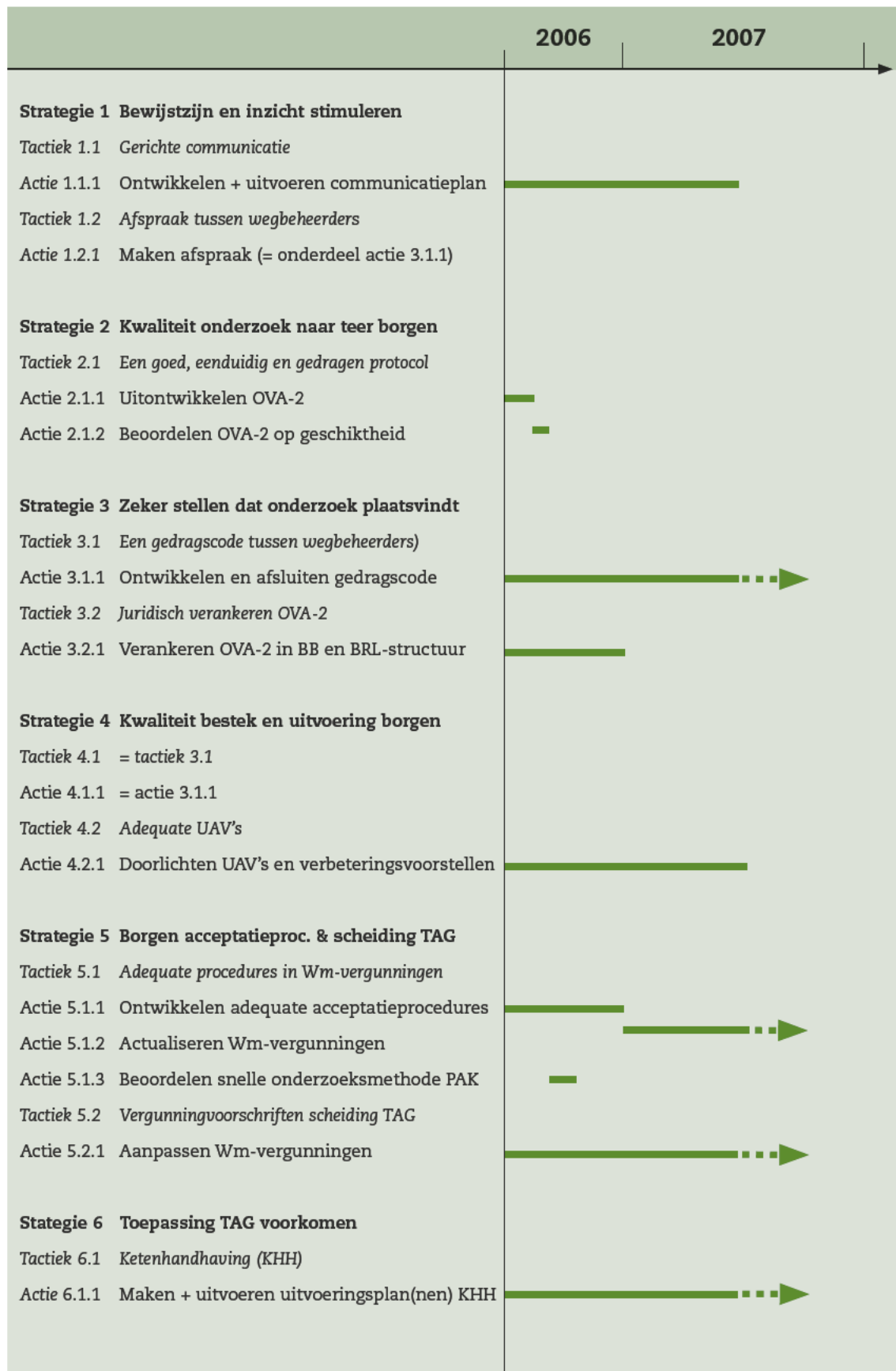
3.4.3 *Wegbeheerders (als initiatiefnemer van onderhoud, reconstructie of aanleg)*

Bij onderhoud, reconstructie of de aanleg van nieuwe wegen is het (her)gebruik van TAG verboden. Uit ‘Weg met TAG’ is bekend dat er desondanks wel eens TAG wordt toegepast onder het wegdek. Deze overtreding van het Bsb volgt veelal uit onvoldoende of onjuist onderzoek van materiaal dat vrijkomt bij onderhoud of reconstructies en direct ter plaatse opnieuw als fundering onder het wegdek wordt toegepast. De gedragscode met de afspraken zoals genoemd aan het begin van deze samenvatting zal derhalve voor verbetering gaan zorgen. Om te beoordelen of deze verbetering ook daadwerkelijk optreedt en om overtreders van het Bsb aan te pakken dus omwille van zicht en greep op de keten – zet de LOM-taskforce TAG in op ketenhandhaving. Samenwerkende partijen hierbij zijn gemeenten, provincies, politie en Justitie, VROM-Inspectie en Arbeidsinspectie.

4 Actieprogramma



4.1 Strategie, tactiek en operationele acties



Strategie 1 – Bewustzijn van teer en inzicht in wegenbestand bij wegbeheerders stimuleren

Tactiek 1.1 – Gerichte communicatie met wegbeheerders

Actie 1.1.1 → VNG, IPO, UvW & RWS

Het (doen) ontwikkelen en uitvoeren van een communicatiestrategie en –plan om wegbeheerders bewust te maken van de teerproblematiek, de rol die zij daarin vervullen, de bijdrage die zij kunnen leveren aan het oplossen van de problematiek en de voordelen die dit voor hen zelf heeft. De communicatie heeft voorts een wegbereidende functie voor de gedragscode (tactiek 3.1). Voor actie 1.1.1 kunnen de reeds door samenwerkende belanghebbenden opgestarte initiatieven in de provincie Zuid-Holland als vertrekpunt worden genomen. Deze initiatieven lijken zich te lenen voor opschaling.

Tactiek 1.2 – Afspraak tussen wegbeheerders over het opbouwen van inzicht in het eigen wegenbestand

Actie 1.2.1 → VNG, IPO, UvW & RWS

Het maken van een afspraak tussen wegbeheerders, dat zij in een in onderling overleg nader te bepalen algemeen en duurzaam formaat registreren waar wat aangebracht wordt en dat zij nieuwe onderzoeksgegevens registreren over oude opbouwlagen die worden overlaagd. Deze afspraak vormt onderdeel van de gedragscode (tactiek 3.1). Voor actie 1.2.1 lijkt een in de provincie Noord-Brabant ontwikkelde werkwijze als voorbeeld te kunnen dienen.

Strategie 2 – Kwaliteit onderzoek naar teer in wegen borgen

Tactiek 2.1 – Een kwalitatief goed, eenduidig en gedragen onderzoeksprotocol

Actie 2.1.1 → CROW werkgroep OVA-2 (lopende actie)

Het ontwikkelen van een goed, eenduidig en gedragen onderzoeksprotocol. Dit is een lopende actie van de CROW-werkgroep OVA-2, waarbij de projectleider van de LOM-taskforce zitting heeft in de begeleidingscommissie en bewaakt dat de bevindingen zoals onder andere opgenomen in het rapport ‘Weg met TAG’ in het protocol worden verwerkt.

Actie 2.1.2 → Projectleider LOM-taskforce TAG

Het beoordelen van het OVA-2 protocol op kwaliteit, eenduidigheid en draagvlak zodra dit protocol gereed is.

Strategie 3 – Zeker stellen dat onderzoek naar teer in wegen plaatsvindt

Tactiek 3.1 – Een gedragscode tussen wegbeheerders ter specificatie van de norm van de algemene Wm-zorgplicht

Actie 3.1.1 → VNG, IPO, UvW & RWS

Het (doen) ontwikkelen en afsluiten van een gedragscode tussen (zoveel mogelijk) wegbeheerders ter specificatie van de norm van de algemene Wm-zorgplicht. Bijlage 2 bevat de elementen van een gedragscode en kan voor deze actie als basis worden benut. Inhoudelijk dient hoofdstuk 2 van deze interventiestrategie als basis voor de gedragscode.

Tactiek 3.2 – Het juridisch verankeren van het OVA-2 protocol

Actie 3.2.1 → VROM/DGM/BWL / BRBS, VBW-asfalt

Het juridisch verankeren van het OVA-2 protocol om zeker te stellen dat onderzoek naar teer in wegen conform dit protocol plaatsvindt. Enerzijds via het Besluit Bodemkwaliteit voor wat betreft bouwstoffen die worden toegepast in werken (door VROM/DGM/BWL). Anderzijds mogelijk via de BRL 9320 en de BRL 2506 en het daarin opnemen van eisen aan certificaathouders voor het borgen van de kwaliteit van de inkomende asfaltstroom (door BRBS, VBW-asfalt).

Strategie 4 – Kwaliteit bestek en uitvoering daarvan voor wat betreft TAG borgen

Tactiek 4.1 (= tactiek 3.1) – Een gedragscode tussen wegbeheerders ter specificatie van de norm van de algemene Wm zorgplicht

Actie 4.1.1 (= actie 3.1.1) → VNG, IPO, UvW & RWS

Het (doen) ontwikkelen en afsluiten van een gedragscode tussen (zoveel mogelijk) wegbeheerders ter specificatie van de norm van de algemene Wm-zorgplicht.

Tactiek 4.2 – Adequate aanbestedingsvoorwaarden tegen de achtergrond van de TAG-problematiek

Actie 4.2.1 → Implementatiemanager in overleg met de branche

Het (doen) doorlichten van de UAV '89 en UAV GC teneinde te beoordelen of deze adequaat zijn tegen de achtergrond van de in deze rapportage beschreven TAG-problematiek en het zonodig doen van verbetervoorstellen.

Strategie 5 – Kwaliteit acceptatieprocedures en het gescheiden houden van TAG borgen

Tactiek 5.1 – Adequate acceptatieprocedures ontwikkelen en opnemen in de Wm-vergunningen

Actie 5.1.1 → IPO, zonodig in overleg met VNG

Het (doen) ontwikkelen van adequate (model) acceptatieprocedures voor depots, brekers en asfaltcentrales. Essentieel daarbij is dat via de acceptatieprocedures: (a) zeker wordt gesteld waar een partij asfalt vandaan komt inclusief de bij die partij behorende informatie (onderzoeksgegevens en dergelijke), (b) aangebracht TAG zonder verdere beoordeling of analyse rechtstreeks als TAG wordt geaccepteerd en gescheiden wordt afgevoerd of wordt geweigerd en (c) binnenkomend AG fysiek wordt gecheckt op de aanwezigheid van teer/PAK en bij een positieve uitslag (TAG) niet als AG maar als TAG wordt geaccepteerd en gescheiden wordt afgevoerd of wordt geweigerd.

Actie 5.1.2 → Provincies en indien van toepassing gemeenten

Het opnemen van de door IPO ontwikkelde acceptatieprocedures voor depots, brekers en asfaltcentrales (=actie 5.1.1) in de Wm-vergunningen van de betreffende bedrijven.

Actie 5.1.3 → Projectleider LOM-taskforce TAG

Te zijner tijd beoordelen of de onder leiding van branchevereniging VBW-asfalt ontwikkelde nieuwe, snelle, onderzoeksmethode voor PAK kan dienen voor de bij actie 5.1.1 genoemde fysieke check.

Tactiek 5.2 – Vergunningvoorschriften voor het gescheiden houden van TAG

Actie 5.2.1 → Provincies en indien van toepassing gemeenten

In de Wm-vergunning van depots, brekers en asfaltcentrales voorschrijven (a) dat zij aantoonbaar moeten kunnen maken dat de ingenomen TAG-stroom qua massa gelijk is aan de uitgaande TAG-stroom (TAG in = TAG uit) en (b) dat AG en TAG op het terrein verplicht fysiek van elkaar dienen te worden gescheiden.

Strategie 6 – Directe en indirecte toepassing van TAG voorkomen

Tactiek 6.1 – Ketenhandhaving

Actie 6.1.1 → VNG/gemeenten en IPO/provincies in samenwerking met politie en Justitie, VROM-Inspectie en Arbeidsinspectie

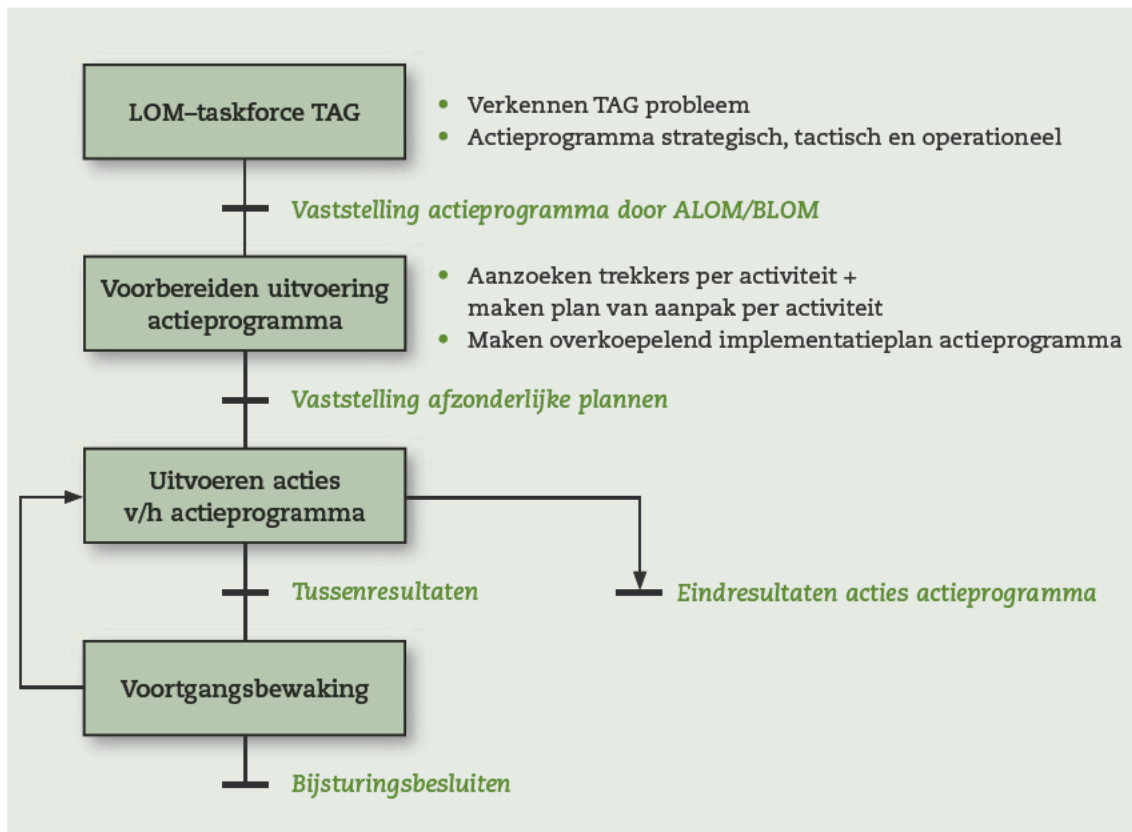
Het – rekening houdend met of uitgaande van het nieuwe Besluit Bodemkwaliteit – voorbereiden, plannen, uitvoeren en evalueren van een uitvoeringsplan of uitvoeringsplannen voor ketenhandhaving. Vanuit de LOM-interventiestrategieën voor bouw- en sloopafval en asbest zijn de brekers reeds in beeld. Het verdient de voorkeur om de ketenhandhaving met betrekking tot TAG hiermee af te stemmen.

4.2 De implementatie van het actieprogramma

Het actieprogramma is een geheel van diverse met elkaar samenhangende acties, waarbij iedere actie op zichzelf in principe een project is. De uitvoering van het actieprogramma luistert gezien de samenhang die erin zit nauw en vereist – ook uit het oogpunt van voortgang en continuïteit – expliciete aan- en (zodanig) bijsturing, coördinatie en voortgangsbewaking. Voorgesteld wordt om een implementatiemanager TAG met deze sturing, coördinatie en voortgang te belasten, vergelijkbaar met de implementatiemanagers die zich thans bezighouden met de implementatie van de actieprogramma's behorend bij de LOM-prioriteiten asbest, bouw- en sloopafval, dierlijke vetten en verboden consumentenvuurwerk.

De implementatiemanager TAG zal geen LOM-implementatiemanager zijn, omdat het onderwerp TAG door ALOM/BLOM niet is verkozen als prioritair LOM-thema voor het landelijk handhavingsprogramma. TAG staat wel op de zogenoemde attenderingslijst van ALOM/BLOM. Dat wil zeggen dat ALOM/BLOM de noodzaak voor het gezamenlijk optrekken van instanties voor dit onderwerp onderschrijft en de partners oproept om rondom dit onderwerp samen te werken, maar de verantwoordelijkheid voor de noodzakelijke sturing, coördinatie en voortgangsbewaking niet naar zich toehaalt. De sturing, coördinatie en voortgangsbewaking berusten in deze gevallen bij één van de instanties zelf. De LOM-taskforce TAG stelt voor dat IPO (en indien dat onmogelijk blijkt VNG) een implementatiemanager TAG levert. De LOM-taskforce vindt het belangrijk dat deze persoon afkomstig is uit de kring van wegbeheerders, bij voorkeur gekoppeld aan een persoon uit het milieuveld die kan fungeren als klankbord.

In figuur 4.1 is de scope van het implementatietraject waar de implementatiemanager TAG voor staat schematisch afgebeeld. Het werk van de implementatiemanager TAG begint bij het voorbereiden van de uitvoering van het actieprogramma, nadat dit programma (in feite onderhavig document) is vastgesteld door ALOM/BLOM.



In het plan van aanpak per activiteit dient de verantwoordelijke trekker voor deze activiteit in ieder geval aandacht te besteden aan:

- het resultaat dat de actie op moet leveren (in termen van te bereiken output – doel(en) en eindproduct(en) – die een bijdrage levert aan de in paragraaf 3.1 beschreven outcome);
- de voor dit resultaat (deze output) uit te voeren werkzaamheden;
- de volgende beheersaspecten:
 - tijd (planning);
 - geld (capaciteit en benodigde financiële middelen);
 - kwaliteit (wanneer is het op te leveren resultaat goed?);
 - organisatie (wie voert uit, wie is anderszins betrokken, wie besluit, etcetera);
 - informatie en communicatie.

Het overkoepelend implementatieplan is een samenvatting van de afzonderlijke actieplannen met aandacht voor de dwarsverbindingen daartussen, een overkoepelende planning, de financiering van het totale actieprogramma, de organisatie van het totale actieprogramma, de communicatie en de voortgangsbewaking.

De LOM-taskforce raamt de benodigde capaciteit van de TAG-implementatiemanager voor de aansturing en coördinatie van dit actieprogramma indicatief op 2,5 à 3 dagen per week gedurende op zijn minst 2006 en de eerste helft van 2007. Deze raming betreft enkel de implementatiemanager en is exclusief de benodigde capaciteit van de bij de verschillende acties genoemde partijen die voor de betreffende acties als trekkers zijn benoemd. Deze capaciteit zal worden gespecificeerd in de plannen van aanpak voor de implementatie van de afzonderlijke acties.



Bijlagen

Bijlage 1 – LOM-taskforce TAG, ondersteuning en klankbordgroep

Taskforceleden

5.1.2.e

VROM-Inspectie Oost, projectleider
VROM-Inspectie Zuidwest
Arbeidsinspectie
Politie
IPO (provincie Drenthe)
IPO (provincie Utrecht)
VNG (Regionale milieudienst West-Brabant)

Projectondersteuning

5.1.2.e

MMG Advies, Den Haag
MMG Advies (tot maart 2006)
MMG Advies (vanaf maart 2006)

Klankbordgroep

Namens het Monitoringsoverleg Teerasfalt:

5.1.2.e

Gemeentewerken Rotterdam
Van Benthum Recycling
Vereniging van Afvalbedrijven
VBW-asfalt
Rijkswaterstaat (DWW)
Ministerie VROM, directie SAS

Bijlage 2 – Algemene contouren van een gedragscode

Naam	Gedragscode (wordt ook wel bedrijfscode, beroepscode, branchecode of erecode genoemd)
Type instrument	Cluster 'gedragsgerichte instrumenten'
Algemeen	
Beschrijving instrument	Een gedragscode is een middel om gedrag in organisaties te reguleren. Het geeft aan welke uitgangspunten een organisatie richtinggevend wil laten zijn bij het bepalen van beleid en bij het nemen van beslissingen. Een gedragscode kan opgesteld worden door een enkele onderneming (<i>bedrijfscode</i>), maar ook door een collectief personen die hetzelfde beroep uitoefenen (<i>beroepscode</i>) of door een collectief van concurrerende, ondernemingen (<i>branchecode</i>). Wat eigenlijk hetzelfde is als een gedragscode is een <i>erecode</i>, deze code doet alleen (in naam) meer een beroep op het plichtsgevoel en geweten van de onderschrijver(s) dan de verbindendheid van gemaakte afspraken. De invulling van de gedragscode wordt bepaald door de opstellers.
Juridische definitie	Het ministerie van Justitie definieert een gedragscode als een document dat de basale verantwoordelijkheden jegens belanghebbenden aangeeft (de missie) en daarvoor een aantal waarden, normen of regels formuleert voor het gehele bedrijf. Deze elementen staan niet op zichzelf, maar hangen onderling samen.
Praktijkvoorbeeld	<i>De gedragscode van de Vereniging Bemiddeling Onroerend Goed</i> Om lid te kunnen worden van de VBO, een belangenbehartiger en dienstverlener voor makelaars, dienen vastgoedadviseurs en makelaars zich te houden aan een <i>gedragscode</i> en daarnaast zich te verbinden aan de voorwaarden en het reglement van tuchtrechtspraak van de VBO. Door deze regels op te leggen probeert de VBO ervoor te zorgen dat de kwaliteit en goede naam van het vak gewaarborgd blijven en kan zij zich sterk maken voor de makelaardij op het politieke en maatschappelijke vlak. In de VBO-gedragsregels is vastgelegd hoe een lid zich bij de uitoefening van zijn werkzaamheden dient te gedragen ten opzichte van opdrachtgevers en concurrenten/collega's. Zo staat bijvoorbeeld beschreven dat een lid ten allen tijde betrouwbaar, objectief en terzake deskundig moet zijn, en ook altijd onafhankelijk moet zijn met betrekking tot onderhandelingen. Verder dient men, in het geval van een conflict met de opdrachtgever over de gevolgde handelswijze, de klager te wijzen op de mogelijkheid een klacht in te dienen bij het hoofdbestuur van de VBO. Eventuele bezwaren tegen de handelwijze van concurrenten/collega's dienen ook gemeld te worden bij het hoofdbestuur van de VBO, en niet geuit te worden naar cliënten. Als laatste gedragsregel staat beschreven dat leden verplicht zijn de standaard VBO-contracten te gebruiken en het VBO-label te voeren.

Een ieder die van oordeel is dat een lid van de Vereniging Bemiddeling Onroerend Goed heeft gehandeld in strijd met de gedragscode van de vereniging kan zich met een klacht wenden tot het tuchtcollege van de VBO.

De erecode van de Nederlandse Vereniging van Makelaars o.g. en vastgoeddeskundigen (NVM)

Vroeger bestonden er vele kleine verenigingen voor makelaars. Toen veel van deze verenigingen overgingen in de Nederlandse Vereniging van Makelaars o.g. en vastgoeddeskundigen (NVM), werden de verschillende codes die de kleine verenigingen hadden, samengevoegd tot de NVM Erecode.

De NVM Erecode heeft betrekking op de deskundigheid, onafhankelijkheid en betrouwbaarheid van makelaars en vastgoeddeskundigen die lid zijn van de NVM. Zo wordt in de code beschreven dat een NVM-lid zich bewust dient te zijn van zijn functie in het maatschappelijk verkeer, hij genoeg kennis behoort te hebben van de aangelegenheden waar hij zich mee bezig houdt, hij zich terug dient te trekken uit onderhandelingen zodra zijn onafhankelijkheid in gevaar komt en hij zich zal onthouden van risicodragende projectontwikkeling. Verder staat bijvoorbeeld beschreven dat een NVM-lid zich netjes dient te gedragen t.o.v. concurrenten/collega's en zich tot de NVM zal wenden in het geval van uit de hand lopende conflicten over zijn optreden.

Met deze code en de andere lidmaatschapseisen wil de NVM een garantie bieden voor de minimum kwaliteit van iedere NVM-makelaar. Om ervoor te zorgen dat leden zich ook aan de in deze gedragscode vastgelegde regels houden, kunnen zij worden onderworpen aan de tuchtrechtspraak van de NVM.

Kenmerken op een rij

Typering probleem

Informatieasymmetrie

Producenten van *imago-gevoelige* producten kunnen kiezen voor zoiets als een gedragscode om het publiek te laten zien dat ze van goede wil zijn. Voorbeelden hiervan zijn de gedragscodes van Nike en Reebok als reactie op de maatschappelijke verontwaardiging over vermeende kinderarbeid.

Producenten van *ervaringsgoederen* (d.w.z. dat de consument de kwaliteit van een goed pas na consumptie (goed) kan bepalen) kunnen door middel van een gedragscode de kwaliteit van de door hen geleverde diensten/producten proberen te *waarborgen*. Dit is handig om te doen omdat consumenten vaak de kwaliteit van zo'n product niet kunnen beoordelen. De Vereniging Bemiddeling Onroerend Goed (VBO) probeert bijvoorbeeld door het instellen van gedragsregels voor zijn leden (makelaars en vastgoedhandelaars) de kwaliteit en goede naam van de branche hoog te houden.

De *maatschappelijke* druk op ondernemingen om verantwoord te ondernemen wordt steeds groter. Om aan te geven dat een onderneming zijn verantwoordelijkheid durft te nemen, kan deze vrijwillig gedragsregels instellen.

Initiatiefnemer	Directie(s) van een onderneming of de personeelsafdeling Public relations afdeling Vertegenwoordigers van een branche/beroepsgroep
Wie stelt de regels op?	De onderneming zelf, men spreekt dan van een <i>bedrijfscode</i>. Een collectief van professionals met dezelfde opleiding en kennis, men spreekt dan van een <i>beroepscode</i> of <i>erecode</i>. Een collectief van ondernemingen die vaak elkaars concurrent zijn, men spreekt dan van een <i>branchecode</i> of <i>erecode</i>.
Wie zijn de deelnemers?	De opstellers van de code of de leden daarvan.
In- en uitstap-mogelijkheden	Afhankelijk van de gemaakte afspraken daaromtrent. Als naleving van een bepaalde gedragscode een voorwaarde is voor lidmaatschap van een branchevereniging/beroepsvereniging, dan verhoogt dit de in- en uitstapdrempel.
Handhaving van regels (toezicht, controle en bestraffing)	Toezicht en controle Om naleving van een gedragscode te bewerkstelligen is het van belang dat men duidelijke nalevingmechanismen ontwikkelt en deze vermeldt in de gedragscode. Er zijn verschillende manieren om te controleren of ondernemingen zich aan hun gedragscode houden. Men kan <i>speciale functionarissen</i> aanstellen om toezicht te houden op de naleving van de code. C&A heeft bijvoorbeeld een eigen, onafhankelijke instantie opgericht. Men kan <i>externe deskundigen</i> inhuren (bijvoorbeeld accountants) die de naleving van de code controleren. Daarnaast zal in belangrijke mate moeten worden vertrouwd op de <i>sociale controle</i> bij naleving van de gedragscode, omdat het niet mogelijk noch wenselijk is om naleving geheel te controleren op basis van formele procedures. Met de opkomst van internet zijn de mogelijkheden voor sociale controle groter geworden, zowel langs geautomatiseerde weg (monitoring) als middels menselijke tussenkomst. Klachtenbehandelingsystemen, waarbij consumenten of collega's een klacht kunnen indienen als zij vinden dat een lid de gedragscode heeft geschonden, kunnen bijvoorbeeld efficiënter worden uitgevoerd. Deze vorm van <i>sociale controle</i> komt vaak voor, en is simpeler uit te voeren dan <i>externe controle</i> waarbij een externe deskundige of de overheid de gehele branche of beroepsgroep controleert op naleving van de code. Bestrafing Er dient een adequate sanctieregeling te zijn, waarvan de uitvoerenden van de gedragscode op de hoogte dienen te zijn. Want wanneer er significante straffen worden opgelegd bij overtredingen van de code, leidt dat tot een relatief lagere overtreding van codes.

	Een mogelijkheid om een sanctieregeling ‘tanden’ te geven is het instellen van een <i>arbitragecommissie</i> of een <i>tuchtcollege</i>, waar klachten in behandeling kunnen worden genomen, en eventueel sancties uitgesproken kunnen worden. Mogelijke sancties zijn: waarschuwing, berisping, opzeggen van contracten, boete, schorsing en roeyement.
Wetgevend kader Internationale aspecten/ internationaal juridische randvoorwaarden:	Gedragregels zijn overeenkomsten die onder het privaatrecht vallen zie ook paragraaf 2.3, ('Regulering en zelfregulering').
Evaluatie	
Voordelen voor marktpartijen	➤ Vormvrijheid ➤ Het scheppen van 'corporate identity' ➤ Het scheppen van grensbepalingen • Anticipatie op mogelijke overheidsregulering • Herstellen / verbeteren van het imago • Flexibiliteit, de gedragscode kan veranderd worden als het nodig is
Nadelen voor marktpartijen	➤ Het verbinden van concreet gedrag aan gedetailleerde regels kan contraproductief werken, het kan starheid en het ontwijken van verantwoordelijk gedrag veroorzaken. ➤ Ondernemingen kunnen afgerekend worden op hun gedrag / resultaat. • Het kost tijd om de code op te stellen en dus geld. • Je creëert de mogelijkheid tot <i>free-riden</i>; als veel ondernemingen een bepaalde gedragscode onderschrijven is het voordelig voor een onderneming om de gedragscode niet toe te passen maar wel te profiteren van het gewekte vertrouwen bij consumenten, die het idee hebben dat alle ondernemingen de code toepassen.
Voordelen voor overheid	➤ De gedragscode geeft houvast voor de overheid als specifiek kader voor wat gebruikelijk is in een branche. • Een gedragscode kan veel sneller tot stand komen dan een wet die hetzelfde regelt. Bij wetgeving kunnen allerlei partijen het tot stand komen van de wet onnodig lang ophouden en zelfs op de lange baan schuiven. • Overheid hoeft minder regels op te stellen. • Minder toezichts- en handavingsinspanning.

Nadelen voor de overheid	➤ Minder sturingsmogelijkheden bij het disfunctioneren van de zelfregulering. • Overheid kan de inhoud van de gedragscode niet dwingend opleggen. • Consumenten kunnen denken dat de overheid controleert of de codes nageleefd worden en hebben daarom vertrouwen in de producten van de ondernemingen, dit is echter valse zekerheid.
Slaagfactoren	• <i>Maatschappelijke druk</i> kan ervoor zorgen dat ondernemingen een gedragscode opstellen en zich er ook aan houden. • <i>De organisatiegraad</i> van de betrokken branche / beroepsgroep; een sterke verbinding tussen de deelnemers van een bepaalde beroepsgroep of brancheorganisatie zal er toe leiden dat er een betere sociale controle is en coördinatie mogelijk blijft. • Als het <i>draagvlak</i> onder de betrokken ondernemingen groot is, zal de bereidheid tot naleving en de aansluiting van de code op de praktijk groot zijn. • Duidelijke boetebepaling. • Duidelijke regels met betrekking tot wijziging of opzegging. • Tussentijdse evaluatie van de code. • Inpasbaarheid van de code in de bedrijfsvoering.
Faalfactoren	• De grootte van de betrokken branche / beroepsgroep, overeenstemming en coördinatie verlopen moeizamer naar mate de betrokken groep groter is. • Brancheorganisaties dekken vrijwel nooit de hele branche, waar door het free-rider probleem kan ontstaan (zie nadelen marktpartijen).
Valkuilen en tips	De geboden informatie in een gedragscode kan onvoldoende aansluiten op de wensen van belanghebbenden (als deze bijvoorbeeld niet objectief genoeg is).
Referenties	
Aanbevolen literatuur	Beijers, W.M.E.H., Huisman, W. en Niemeijer, E. (1995), 'Bedrijfscodes, verkenning onder de honderd grootste ondernemingen in Nederland', <i>Justitiële Verkenningen</i>, (21/4), p 61–87. Higgs-Kleyn, N. en Kaperlianis, D. (1999), 'The role of professional codes in regulating ethical conduct', <i>Journal of Business Ethics</i> (19) p 363–374. Kaptein, M., Klamer, H.K. en Ter Linden, J.C.J. (1999), <i>De integere organisatie. Het nut van een bedrijfscode</i>. Rijswijk, Den Haag Media Groep. Lede, C.J.A. van (1995), 'Het gedrag bepaald de code', <i>Justitiële Verkenningen</i>, (21/4), p 26–34.

NMa, brochure Richtsnoeren samenwerking bedrijven, 8 juni 2001,
Stcrt nr. 108, blz. 28–30, http://www.nmanet.nl/nl/Images/11_3532.pdf

Praktijkvoorbeeld

Kolk, A., Tulder, R., en Sloekers, I. (2001): ‘Werken gedragscodes
kinderarbeid?’, *Economische Statistische Berichten*, (86/4295), p 160–166.

Contactpersoon NVM, mevrouw 5.1.2.e, telefoon 0900 6060 100



Wat te doen met teerhoudend asfaltgranulaat

STUURGROEP
INTENSIEF
HANDHAVEN



Inhoud

• Procedure	2
• Procedure aanbesteden	3
• In bestek opnemen	4
• Binnen de organisatie regelen	5
• Afvoer TAG	6
• Begeleidingsbrief	7-8

Van: 5.1.2.e)-ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: 07.011 StAB advies RvS (004).PDF
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:04:40
Bijlagen: [07.011 StAB advies RvS \(004\).PDF](#)

VI

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e - ILT
Verzonden: woensdag 13 juli 2022 09:44
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' <5.1.2.e @rivm.nl>
cc: 5.1.2.e - DGMI 5.1.2.e @minienw.nl>; 5.1.2.e - HBJZ
 5.1.2.e @minienw.nl>
Onderwerp: 07.011 StAB advies RvS (004).PDF

Hallo 5.1.2.e

Bijgaand het Stab-rapport. Zou je naar de bevindingen van de Stab over de verwerking in Duitsland (koude immobilisatie) versus de Nederlandse eis van verwijdering van de PAK's kijken. De Stab vindt het resultaat van beide verwerkingen milieu-hygiënisch vergelijkbaar. Is dit zo, kloppen de argumenten, want de Stab zegt wel dat het verwijderen wel "veiliger" is want dan is het echt uit het milieu, maar dat het milieu-hygiënisch niets uitmaakt. NL mag geen strengere norm stellen zonder milieu-hygiënische reden want de EVOA is via de milieu pilaar van het Verdrag op de werking van de EU vastgesteld. Een niet milieu argument komt op een ongeoorloofde handelsbeperking neer.

Verder nog de norm zelf. In de vovo tegen het handhavingsbesluit geeft de advocaat van IBAS aan dat de Nederlandse norm erop neerkomt dat er maar 3 mg/kg benzo(a)pyreen in het asfaltgranulaat mag zitten. Ik meen dat dit klopt en dat dan wel het totaalgehalte PAK's net onder de 0,1% norm blijft. Dus dat 50mg/kg veel te veel is voor het totaalgehalte.

Ik ga ervan uit dat de zitting vovo volgende week dient.

Groeten,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e [ILT](#)
Aan: 5.1.2.e [\)-ILT](#)
Onderwerp: FW: TAG
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:05:01
Bijlagen: [Gevoelige en betrouwbare procedure voor de PAK-detector.pdf](#)

VII

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e - ILT
Verzonden: woensdag 13 juli 2022 16:06
Aan: 'j 5.1.2.e @rivm.nl' 5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: TAG

Hallo 5.1.2.e

Misschien heb je hier iets aan.

Groeten,

5.1.2.e

Gevoelige en betrouwbare procedure voor de PAK-detector

5.1.2.e

Auteur is werkzaam bij SGS INTRON

Samenvatting

Het laatste decennium heeft SGS INTRON een interessante verzameling opgebouwd van enkele duizenden waarnemingen met de PAK-detector voor het vaststellen van de teerhoudendheid van een asfaltconstructie die 1 op 1 gerelateerd zijn aan een analytische bepaling van PAK met HPLC. Op basis hiervan heeft SGS INTRON de methode voor het toepassen van de PAK-detector geoptimaliseerd en is de procedure gevalideerd. Met de tot nu toe beschikbare informatie was dit niet goed mogelijk.

Uit de resultaten van de methodevalidatie blijkt dat de PAK detector in combinatie met een zorgvuldige procedure zeer betrouwbaar is. Voor het indicatief aantonen van teervrije lagen in asfalt op een PAK(10VROM) niveau kleiner dan 75 mg/kg wordt een betrouwbaarheid bereikt van 96%. Dit is aanmerkelijk beter dan de DLC methode die in 20% van de gevallen een foutieve voorspelling levert (bron: CROW-210). De DLC methode wordt in een vooronderzoek naar teerhoudendheid van asfalt vaak gebruikt voor het semikwantitatief aantonen van PAK in asfalten. Feitelijk voegt de DLC methode niets meer toe wanneer de teerhoudendheid van de asfaltconstructie volgens een geschikte procedure met de PAK-detector inzichtelijk is gemaakt en volstaat een verificatie van de bevindingen van de PAK-detector met bijvoorbeeld HPLC of GCMS. Hiermee is een procedure beschikbaar om teervrije en teerhoudende asfalten van elkaar te onderscheiden op een laag concentratieniveau van 75 mg/kg PAK(10VROM) overeenkomstig het Besluit bodemkwaliteit.

1. Inleiding

Een gevoelige PAK-detector methode om teerhoudende lagen in asfaltconstructies aan te tonen kan een belangrijke bijdrage leveren aan de kwaliteit van het vooronderzoek naar de teerhoudendheid van een asfaltconstructie. In CROW protocol 210 wordt hiervoor de PAK-detector genoemd die volgens het protocol een gevoeligheid heeft van ca. 250 mg/kg. Bovendien wordt er nog een waarschuwing gegeven dat wanneer met de PAK-detector geen verkleuring optreedt, dit geen garantie is dat het asfalt vrij is van PAK. SGS INTRON heeft met deze PAK-detector een procedure ontwikkeld waarmee met een hoge betrouwbaarheid in het vooronderzoek teerhoudend asfalt kan worden onderscheiden van teervrij asfalt, niet op een niveau van 250 mg/kg maar op een lager niveau in overeenstemming met de concentratiegrenswaarde uit het Besluit bodemkwaliteit, namelijk 75 mg/kg. Het fluorescerende resultaat van de PAK-detector kan echter niet 1 op 1 aan een PAK-concentratie worden gekoppeld.

2. De PAK-detector

Hoe de PAK-detector functioneert is eigenlijk heel eenvoudig: in een dunne laag witte verf zorgt een oplosmiddel voor een selectieve scheiding tussen teer en bitumencomponenten. Teer in het asfalt lost beter op in de PAK-detector dan het bitumen en diffundeert daardoor in de witte verflaag waar het een geelverkleuring veroorzaakt. Door een Ultra Violet lichtbron toe te passen verbetert de gevoeligheid en het onderscheidend vermogen van de methode omdat daarmee de PAK-componenten in de PAK-detector fluoresceren en dan beter zichtbaar zijn. Een directe relatie tussen de intensiteit van de fluorescentie van de PAK-detector en de PAK-concentratie in een asfaltlaag is helaas niet te leggen. Zoals de volgende foto's illustreren heeft het resultaat van de PAK-detector een visueel karakter, de teerhoudende laag wordt goed zichtbaar gemaakt en het lijkt er op alsof de PAK-detector alleen maar 'aan' of 'uit' staat: een teerhoudende asfaltlaag wordt herkend... of niet.

Teerhoudende asfaltlagen waarin na analyse met HPLC een PAK-concentratie van 50 mg/kg (foto 1) en 500 mg/kg (foto 2) is aangetoond (zie tekst).

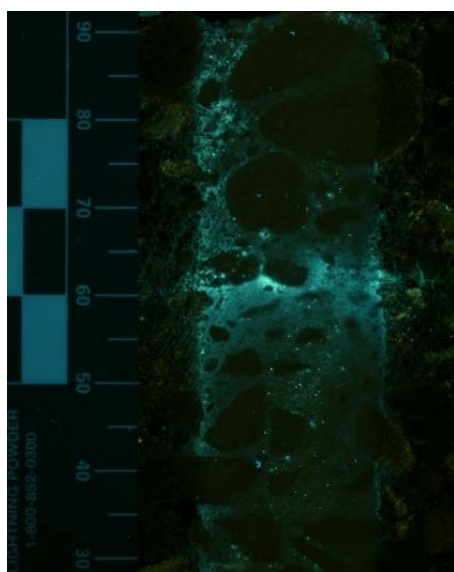


Foto 1

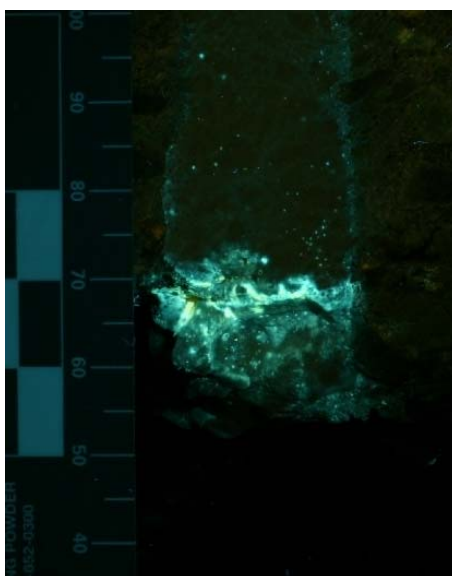


Foto 2

Factoren die het resultaat beïnvloeden

De zichtbaarheid van een teerhoudende asfaltlaag in de PAK-detector wordt bevorderd door het vergroten van het contrast tussen de fluorescerende teerhoudende laag en de achtergrond die uit PAK-detector met teervrij asfalt bestaat. Verbeteren van het contrast kan in de eerste plaats worden bereikt door een optimale toepassing van de PAK-detector. Voor een optimale gevoeligheid dient de PAK-detector alleen op gladde asfaltoppervlakken te worden toegepast, zoals een boorkern of een zaagsnede. Asfaltgranulaat komt daarom niet in aanmerking. Het lijkt vanzelfsprekend dat het asfaltoppervlak bij gebruik van de PAK-detector schoon moet zijn en droog, maar ook de temperatuur van het asfalt en de PAK-detector speelt een rol. Te koud is niet goed want dan lost de teer slechter op in de verflaag van de PAK-detector en vermindert de gevoeligheid. Te warm is evenmin goed want warme bitumen lossen beter op in de PAK-detector waardoor het contrast met teerhoudende lagen afneemt. Ook dan neemt de waarneembaarheid van de teerhoudende lagen – en daarmee de gevoeligheid van de PAK-detector – af. Kamertemperatuur van zowel het asfalt als de PAK-detector geeft goede resultaten. De waarneembaarheid van de teerhoudende asfaltlagen kan verder worden verbeterd door de intensiteit van de UV lichtbron te verhogen bijvoorbeeld door gelijktijdig meerdere UV-lampen toe te passen. Het toepassen van een gele of oranje bril als sperfilter voor blauw licht is ook een goede methode om de zichtbaarheid van fluorescerende lagen te verbeteren. Het zijn per stuk maar kleine stapjes maar zo bekeken zijn er dus diverse mogelijkheden om de gevoeligheid van de PAK-detector te verbeteren.

Gevoeligheid

Een manier om de gevoeligheid van de PAK-detector te kwantificeren is door het resultaat van de PAK-detector te verifiëren met een analytische methode, bijvoorbeeld met Hoge Druk Vloeistof Chromatografie (HPLC) waarmee in asfalt een PAK(10VROM) concentratie kan worden aangetoond vanaf ca. 7 mg/kg. Voorafgaand aan deze analyse dient eerst uit de boorkern een analysedeelmonster te worden genomen, dit wil zeggen een plak asfalt waaraan de uiteindelijke meting wordt uitgevoerd. In CROW protocol 210 wordt aanbevolen om boven en onder de teerhoudende laag een extra marge van 10 mm toe te passen. Dit gebeurt om te voorkomen dat door te krap zagen het omliggende teervrije asfalt door teerhoudend asfalt wordt gecontamineerd en omdat hiermee een goede vergelijkbaarheid met de praktijksituatie wordt gekregen: selectief frezen met een nauwkeurigheid beter dan 10 mm is niet mogelijk. Het is belangrijk om hier even bij stil te staan want wanneer we geïnteresseerd zijn in de gevoeligheid van de PAK-detector en dus in de PAK-concentratie van de aangetroffen teerhoudende laag, betekenen deze extra millimeters teervrij asfalt een verdunning van het analysemonster. Bij geringe dikte van de teerhoudende asfaltlaag, zoals bij kleeftlagen bijvoorbeeld, is deze verdunning beslist niet verwaarloosbaar. Om deze reden past SGS INTRON voor dit onderzoek een kleinere marge toe van 5 mm boven en onder de teerhoudende laag. Wanneer de teerhoudende laag van foto 1 met een HPLC gemeten PAK(10VROM)-gehalte van 50 mg/kg als voorbeeld wordt genomen, dan kan bij benadering worden vastgesteld dat de teerhoudende laag een dikte heeft van ongeveer 3 mm. Vermoedelijk betreft dit een oorspronkelijk nog dunnere teerhoudende kleeftlaag met naar buiten gediffundeerde PAK. De totale laagdikte van het analysemonster waarin het PAK-gehalte wordt gemeten komt uit op 13 mm maar om praktische redenen wordt er nooit een plak gezaagd die dunner is dan 15 mm. Wanneer alle aangetroffen PAK toe te rekenen is aan de 3 mm dikke teerhoudende laag dan komt de gevoeligheid van de PAK-detector hiermee op

250 mg/kg ($15/3 \times 50$ mg/kg). Deze waarde komt overeen met de in CROW-210 genoemde gevoeligheid.

Wat precies wordt bedoeld met de gevoeligheid van de PAK-detector in CROW-210 is op basis van het protocol niet duidelijk, een definitie ontbreekt. Op basis van mondelinge informatie (N. van den Berg, KOAC, 2011) is de gevoeligheid in CROW-210 gebaseerd op de aanname dat teer 0,5% PAK bevat en dat asfalt gemiddeld 5%(m/m) bindmiddel bevat. Op basis hiervan wordt 250 mg teer berekend per kg asfalt in de teerhoudende laag. Wanneer deze teerhoudende laag volgens de werkwijze uit het CROW-210 protocol zou worden onderzocht, dus samen met boven en onder 10 mm extra omringend teervrij asfalt, dan zal een PAK(10VROM) concentratie van slechts 33 mg/kg worden aangetroffen, dus teervrij! Dit legt een claim op de betrouwbaarheid van de resultaten van de PAK-detector in het vooronderzoek. Alleen met een betrouwbaar vooronderzoek kunnen ongewenste situaties achteraf, door de aanwezigheid van onverwacht teerhoudend asfalt, worden voorkomen.

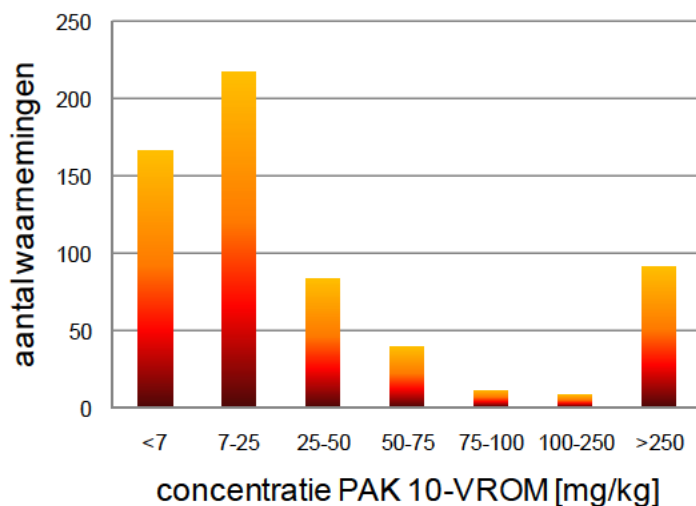
3. Betrouwbaarheid

SGS INTRON gebruikt de PAK-detector voor het aantonen van teerhoudende asfaltlagen zoals dit voorgeschreven is in CROW-210. Bij de SGS INTRON methode staat de toepassing van de PAK-detector centraal maar niet op zichzelf. Een kritische zintuiglijke beoordeling van de opbouw van de asfaltconstructie en uiterlijke kenmerken van de asfaltlagen maken er eveneens onderdeel van uit. Bijzondere aandacht gaat hierbij uit naar de aanwezigheid van teerhoudende kleeftlagen waarvan in de praktijk is gebleken dat ze door hun geringe dikte en zwakke fluorescentie anders gemakkelijk over het hoofd worden gezien.

Om de betrouwbaarheid van de PAK-detector te bepalen zijn conform NEN-EN ISO 17025 de bevindingen van de PAK-detector uitgebreid getoetst met de resultaten van de HPLC analyse. Gedurende de laatste 10 jaar is bij SGS INTRON een indrukwekkend bestand opgebouwd van enkele duizenden waarnemingen met de PAK-detector die 1 op 1 gekoppeld zijn aan HPLC analyses. Op basis van deze ervaringen en inzichten is de procedure van de beoordeling met de PAK-detector geoptimaliseerd. Voor de methodevalidatie is gebruik gemaakt van iets meer dan 600 verschillende waarnemingen aan asfaltboorkernen die willekeurig verdeeld zijn vastgesteld over de periode van 2007 - 2010. Al met al een representatieve steekproef van deze onderzoekswerkzaamheden.

PAK in asfaltlagen

Voordat wordt ingaan op de prestatiekenmerken van de PAK-detector volgens de SGS INTRON methode is het interessant om op te merken dat gebleken is dat de PAK-concentratie in asfaltlagen niet normaal is verdeeld. De aangetroffen PAK(10VROM) concentratie is vaak heel hoog of heel laag. Waarden hier tussenin komen in de praktijk minder voor. Dit is een opmerking die ook vaker door andere asfaltonderzoekers is gemaakt. De volgende grafiek illustreert de aangetroffen verdeling waarbij moet worden opgemerkt dat de asfaltlagen in het onderzoek niet willekeurig zijn maar zijn geselecteerd op basis van de uitkomsten van de PAK-detector. Hierdoor zijn sterk teerhoudende asfaltlagen (> 250 mg/kg PAK(10VROM)) ondervertegenwoordigd. Dit kan de concentratieverdeling in de grafiek beïnvloeden maar de verwachting is dat de vastgestelde trend niet wezenlijk veranderd. De PAK(10VROM) concentratie is uitgedrukt in mg/kg asfalt in het analysedeelmonster met een minimale dikte van 15 mm.



Grafiek 1. Frequentie van HPLC PAK(10VROM) concentratie in asfalt analysemonsters.

Procedure

Hoe gaat de SGS INTRON methode in zijn werk? Het is belangrijk om te vermelden dat de resultaten van de PAK-detector met deze methode worden ingedeeld in 3 categorieën namelijk **teerhoudend** (fluoresceert), **teervrij** (fluoresceert niet) en een extra categorie namelijk **twijfelachtig**. Op zich niet zo vreemd want wanneer bijvoorbeeld tegenstrijdige waarnemingen worden gedaan, is eenduidige toekenning van de aan- of afwezigheid van teer niet mogelijk, een categorie met een twijfelachtige kwaliteit biedt dan uitkomst. Alle asfaltlagen in deze categorie dienen individueel te worden geanalyseerd. Gelukkig is het aantal waarnemingen in deze categorie in de praktijk beperkt tot gemiddeld minder dan 2% van alle waarnemingen. De HPLC analyse wordt gebruikt ter verificatie van het resultaat van de PAK-detector, daarop is ook de methodevalidatie gebaseerd. Teervrij vermoede asfaltlagen worden steekproefsgewijs geanalyseerd in samengestelde asfaltlagen waarbij ook asfaltlagen van een verschillend type worden samengevoegd, teervrij is per slot van rekening teervrij. Het maximale aantal boorkernen met een vergelijkbare dikte in 1 analysemengmonster is meestal 3 en een enkele keer 4. Asfaltlagen met een twijfelachtige kwaliteit worden zonder uitzondering altijd en individueel geanalyseerd, teerhoudende lagen alleen steekproefsgewijs en ook nu niet in een mengmonster. Wanneer de uitkomsten van de verificatie niet overeenstemmen met de verwachtingswaarde uit het onderzoek met de PAK-detector dan wordt een herbeoordeling van de betreffende asfaltboorkernen uitgevoerd om de oorzaak van de afwijking vast te stellen, gevolgd door een analytische verificatie van de bevindingen.

Methodevalidatie

Omdat de organoleptische beoordeling geen concrete PAK-concentratie oplevert in de vorm van getallen maar een klassenindeling van de asfaltlagen naar teerhoudendheid, is de gebruikelijke statistiek niet toepasbaar en is de methodevalidatie beperkt tot het vaststellen van de juistheid van de methode. De juistheid brengt ook de betrouwbaarheid tot uitdrukking waarmee asfalt teervrij of teerhoudend wordt vastgesteld. De betrouwbaarheid wordt berekend door het aantal juiste waarnemingen te delen door het totaal aantal waarnemingen.

De gevonden betrouwbaarheid is samengevat in de volgende tabel. Asfaltlagen met een twijfelachtige kwaliteit zijn hierbij ingedeeld en beoordeeld als teerhoudende lagen.

Tabel 1. Algehele betrouwbaarheid PAK-detector met de SGS INTRON methode.

	totaal	juist	onjuist	% juist
Aantal waarnemingen	612	605	7	99

Wanneer bovenstaand resultaat verder wordt opgesplitst in teerhoudende en teervrije asfaltlagen dan blijkt het volgende.

Tabel 2. Betrouwbaarheid van de PAK-detector met de SGS INTRON methode

	totaal	juist	onjuist	% juist
Teervrije lagen				
Aantal waarnemingen	512	489	5	96
Teerhoudende lagen				
Aantal waarnemingen	100	98	2	98

4. Conclusie

De resultaten van deze methodevalidatie laten een zeer hoge betrouwbaarheid zien voor de toepassing van de PAK-detector volgens de SGS INTRON methode. Voor het indicatief aantonen van teervrije lagen op een niveau van 75 mg/kg PAK(10VROM) wordt een betrouwbaarheid bereikt van 96%. Dit is aanmerkelijk beter dan de betrouwbaarheid van de DLC methode die vaak wordt gebruikt voor het semikwantitatief aantonen van PAK in asfaltlagen in het gebied tussen 50 en 250 mg/kg aan ‘verdunde’ asfaltmonsters. Feitelijk voegt de DLC methode niets meer toe wanneer de teerhoudendheid van de asfaltconstructie volgens een betrouwbare procedure met de PAK-detector inzichtelijk is gemaakt en volstaat een verificatie van de bevindingen van de PAK-detector met bijvoorbeeld HPLC of GCMS.

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: normering teerhoudendheid asfaltgranulaat
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:05:24

VIII

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Verzonden: donderdag 14 juli 2022 11:52
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' <5.1.2.e @rivm.nl>
cc: 5.1.2.e - DGMI <5.1.2.e @minienw.nl>
Onderwerp: normering teerhoudendheid asfaltgranulaat

Hallo 5.1.2.e,

Zoals telefonisch daarnet besproken heb ik op korte termijn, het liefst binnen een week, het rapport over de grenswaarde van 50mg/kgds bezo(a)pyreen in relatie tot de 75mg/kgds PAK10 in relatie tot de betrouwbaarheid van de vaststelling van het totaalgehalte van gevaarlijke PAKs in asfaltgranulaat met betrekking tot de 0,1% grenswaarde voor PAKs in REACH en de Bijlage III van de KRA.

Jij gaf aan dat je de vraag over de vergelijking van de koude immobilisatie versus thermische reiniging zoals de Stab in 2007 heeft gedaan niet op korte termijn kunt en hierover nog contact met 5.1.2.e zult opnemen.

Groeten,

5.1.2.e

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Aan: 5.1.2.e -ILT
Onderwerp: FW: Rechtszaak 15 juli
Datum: donderdag 13 oktober 2022 14:05:47
Bijlagen: [Teerasfalt uit de Keten](#) 5.1.2.e_0621.doc

IX

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e -ILT
Verzonden: donderdag 14 juli 2022 13:10
Aan: 5.1.2.e @rivm.nl' <5.1.2.e @rivm.nl>
Onderwerp: FW: Rechtszaak 15 juli

Hallo 5.1.2.e,

Zie onderstaande mail van 5.1.2.e met de gevoegde bijlage.

Groeten,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e) - DGMI 5.1.2.e @minienw.nl>
Verzonden: donderdag 14 juli 2022 13:06

Aan: 5.1.2.e) - ILT 5.1.2.e @ilent.nl>

Onderwerp: Rechtszaak 15 juli

Hoi 5.1.2.e,
Twee punten nog.

1.

5.1.2.e, Buiten reikwijdte

2.

Mogelijk hebben we morgen iets aan onderstaande passage uit een notitie van VROM-ambtenaar 5.1.2.e, uit 2007. De notitie als geheel zit bijgevoegd. Ik weet niet of je hem al eerder van me hebt gekregen.

....
"Bij de invoering van het Bouwstoffenbesluit in 1995, dat milieuhygiënische eisen stelt aan bouwmaterialen, is er voor gekozen om voor organische stoffen een samenstellingeis te formuleren. Voor bitumineuze materialen was er een eis van 75 mg/kg ds PAK 10. Op grond van onderzoek is in overleg met producenten en verwerkers van bitumen/asfalt deze grens vastgesteld. In bitumen bevinden zich ook PAK's, de grenswaarde is zodanig dat mengsels met bitumen aan de eis voldoen en mengsels die verontreinigd zijn met teer afkomstig van steenkool, in het algemeen boven deze grens uitkomen. In de praktijk betekent dat, dat alle bij reconstructies vrijkomende asfalt met een hoger gehalte aan PAK's dan 75 mg/kg ds in meerdere of mindere mate bedoezeld zijn met een teerverleden. Om praktische en vooral ook financiële redenen is er voor teerhoudend asfalt een tijdelijke bijzondere categorie ingevoerd voor teerasfalt. Dit hield onder andere in dat voor koudgebonden teerasfalt geen bovengrens gold voor het PAK 10 gehalte. Het belangrijkste argument was dat er op dat moment geen methode was om teer uit de keten te halen en materialen anders gestort zouden moeten worden.

.....
Omdat er geen goede methode is om het gehalte aan koolteer te meten werd in de Nederlandse praktijk alle asfalt met meer dan 75 mg/kg ds PAK 10 volgens het voorzorgsprincipe beschouwd als teerhoudend en als zodanig verwerkt

.....
Om praktisch redenen werd soms een vuistregel gehanteerd om indirect een teerwaarde te schatten. De zeer globale vuistregel is: 6,5 maal gehalte aan PAK 10 in mg/kg geeft de waarde voor het gehalte aan koolteer (155 mg/kg PAK10 = 1000 mg/kg koolteer). In het verdrag van Bazel over in en uitvoer van afvalstoffen wordt als grenswaarde voor gevaarlijk afval een meetwaarde voor teer van steenkool van 50 kg/kg Benzo(a) pyreen aangehouden. Deze waarde is overgenomen in de nieuwe EVOA regeling en moet nog geïmplementeerd worden. In teer is ongeveer 7% van de PAK 10 B(a)P. 50 mg/kg B(a)P komt dan overeen met 750 mg/kg PAK10. Volgens de bovenstaande vuistregel komt dat dus neer op $750 \times 6,5 = 5000$ mg/kg teer (0,5%). De EVOA regel is 5 maal hoger dan de huidige grenswaarde in de EURAL voor gevaarlijk afval.

.....
De toepassing van TAG is wegens de mogelijke blootstelling aan carcinogene stoffen onderhevig aan de Richtlijn 2004/37/EG oftewel afdeling 2 van hoofdstuk 4 van het Arbobesluit. Voor het risico van kanker bestaat er voor PAK gezondheidskundig geen ondergrens. De richtlijn verplicht tot het vervangen van het materiaal als dat technisch mogelijk is.

Tot zover.

Tot morgen,
5.1.2.e

Teerasfalt uit de keten

Notitie over het Nederlandse beleid inzake Teerasfalt

5.1.2.e

Inleiding

Tot 1991 is teer in de wegenbouw toegepast. In dat jaar zijn werkgevers en werknemers overeengekomen dat het verwerken van carcinogeen teer onwenselijk is. Er was nog geen geschikte methode om het toegepaste teer uit opgebroken materiaal te halen. Voorlopig werd koude verwerking bij hergebruik in cementgebonden toepassingen nog toegestaan. In deze notitie zijn de historie van het teergebruik, en de beleidsoverwegingen bij het besluit tot een verbod op het toepassen van teer in Nederland weergegeven.

Vanuit het oogpunt van arbeidsomstandigheden is het werken met kankerverwekkende stoffen niet wenselijk dan wel streng aan banden gelegd. Ook vanuit milieubeleid was er de wens om teer bij hergebruik van opgebroken bouw materiaal uit de keten te halen. Daartoe zijn er samen met het bedrijfsleven technieken ontwikkeld die het teer verwijderen uit het teerhoudend asfalt dat vrijkomt, zodat de mineralen uit het teerasfalt hergebruikt kunnen worden.

Hoeveelheden

Teer en teerasfalt zijn in het verleden regelmatig toegepast. ~~De oorspronkelijke hoeveelheid teer was beperkt. [zin eruit, is verwarrend en in tegenspraak met de hieronder genoemde 300.000 ton]~~ Door vermenging en hergebruik van teerhoudend breekasfalt is 10-25%, van de oudere Nederlandse wegen en wegfunderingen teerhoudend. Er bestaan grote regionale verschillen.

Er bestond een grote onzekerheid over de hoeveelheden teerasfalt in Nederland. Uit een onderzoek van teerleveranciers bleek dat in de periode 1960-1990 ongeveer 300 000 ton koolteer (met zeer hoge PAK-gehalten) in de wegenbouw toegepast was. Een inventarisatie (Van Ruiten, 2000) toonde aan dat er met de oorspronkelijke hoeveelheid teer ongeveer 40 miljoen ton asfalt verontreinigd was. Daarnaast is er ongeveer 10 miljoen ton funderingsmateriaal verontreinigd met teer. Uit cijfers van de recyclingbranche blijkt dat er per jaar ongeveer 1 miljoen ton teerhoudend asfaltgranulaat vrijkomt. Door hergebruik van niet gereinigd TAG zou de hoeveelheid verontreinigd materiaal in de keten jaarlijks toenemen door de toevoeging van bindmiddelen en toeslagstoffen aan het koudgebonden asfalt. Daarom was de bijzondere categorie voor TAG tijdelijk en is besloten om per 1-1-2001 met het koud hergebruik te stoppen. Inmiddels is in de afgelopen jaren meer dan 5 miljoen ton TAG uit de keten verwijderd voor thermische reiniging.

Probleemstelling

Het beleid om teer uit de keten te halen, heeft geresulteerd in de bouw van een aantal installaties dat teer kan verwijderen. Een aantal bedrijven heeft daarin grote bedragen geïnvesteerd. Ook is de bijzondere categorie in het Bouwstoffenbesluit vervallen. In het Landelijk Afvalstoffen Beheersplan is de thermische verwijdering van teer als minimum standaard opgenomen. In omringende landen bestaat de mogelijkheid voor hergebruik van

TAG nog steeds. Export van teerasfalt is door VROM geweigerd, maar er zijn tijdelijke voorzieningen getroffen waardoor er toch export is. Binnenkort speelt de bodemprocedure voor de Raad van State. Op verzoek van BRC zijn de argumenten en achtergronden voor het Nederlandse beleid inzake TAG verzameld zodat hierover duidelijkheid gegeven kan worden in binnen- en buitenland.

Regelgeving

Milieu

Er zijn milieuredenen om teer uit de keten te halen. De verontreinigende PAK's zijn slecht afbreekbaar en blijven in het milieu. Door hergebruik van teerasfalt wordt het materiaal verder verspreid waarbij diffuse verspreiding tijdens het werk niet te voorkomen is. In het Bouwstoffenbesluit zijn regels opgenomen betreffende de milieuaspecten van bouwmaterialen. Teerasfalt is verontreinigd met PAK's, hiervoor is een grens opgenomen van 75 mg/kg droge stof aan PAK 10. Materiaal met een hoger PAK 10 gehalte dient in Nederland volgens het Landelijk Afvalstoffenplan (LAP) thermisch gereinigd te worden, hierdoor worden de PAK's vernietigd en resteert een goed herbruikbaar bouw materiaal.

In de EURAL was als grens voor de definitie gevaarlijk afval voor teerasfalt de waarde 1000 mg/kg ds (=0,1%) koolteer opgenomen. Omdat er geen goede methode is om het gehalte aan koolteer te meten werd in de Nederlandse praktijk alle asfalt met meer dan 75 mg/kg ds PAK 10 volgens het voorzorgprincipe beschouwd als teerhoudend en als zodanig verwerkt. Die grens is op grond van onderzoek in het kader van het Bouwstoffenbesluit vastgesteld. Omdat in bitumen lage PAK-waarden voorkomen mag bij een grenswaarde van 75 mg/kg ds aangenomen worden dat er bij hogere waarden verontreiniging met koolteer plaats heeft gevonden.

~~Om praktische redenen werd soms een vuistregel gehanteerd om indirect een teerwaarde te schatten. De zeer globale vuistregel is: 6,5 maal het totaal gehalte aan PAK 10 in mg/kg geeft de waarde voor het gehalte aan koolteer (155 mg/kg PAK 10 = 1000 mg/kg koolteer).~~

~~Wat is de bedoeling/boodschap van voorgaande alinea? M.i. aanpassen of weglaten, want is nu verwarrend. Het werken met 'een zeer globale vuistregel' is tricky. Ook loopt de term 'gevaarlijk afval' onbedoeld door het EVOA (Bazel) jargon.~~

Gezondheidsrisico's van PAK (Bron: Gezondheidsraad)

PAK is de verzamelnaam voor verschillende polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Een belangrijke PAK-verbinding is Benzo(a)pyreen (BaP). BaP is slechts een van de vele soorten PAK's. BaP wordt als referentie gebruikt bij het formuleren van maximaal aanvaardbare concentraties in de lucht voor de blootstelling maat voor alle PAK's. BaP is namelijk een van de meest kankerverwekkende PAK-verbindingen. Inademing kan tot longkanker leiden en wellicht tot blaaskanker. Door direct contact met de huid kunnen verder huidtumoren ontstaan. BaP en sommige andere PAK hebben een genotoxisch werkingsmechanisme. Dat wil zeggen dat zij directe veranderingen in de DNA-structuur kunnen veroorzaken, waarbij volgens de huidige wetenschappelijke inzichten geen absoluut veilig niveau van blootstelling is aan te geven.

Arbeidsomstandigheden

Koolteer is een kankerverwekkend en mutageen materiaal. Dat betekent dat EU regelgeving, inzake bescherming van werknemers tegen blootstelling aan kankerverwekkende stoffen, van toepassing is. Dat betreft: Richtlijn 89/391/EEG en Richtlijn 2004/37/EG van 29 april 2004. Hierin wordt geregeld dat een kankerverwekkende stof moet worden vervangen door een niet

kankerverwekkende en als dat technisch niet mogelijk is, moeten strenge beheersmaatregelen getroffen worden om de blootstelling zo laag mogelijk te doen zijn.

Uit Richtlijn 2004/37/EG betreffende de bescherming van de werknemers tegen de risico's van blootstelling aan carcinogene of mutagene agentia op het werk, zijn de volgende artikelen relevant met betrekking tot vervanging en beheersmaatregelen:

VERPLICHTINGEN VAN DE WERKGEVERS

Artikel 4

Vermindering en vervanging

1. De werkgever vermindert het gebruik van een carcinogeen of mutageen agens op het werk, met name door het agens, voor zover dat technisch uitvoerbaar is, te vervangen door een stof, een preparaat of een procédé die (dat) in de omstandigheden waaronder (het) wordt gebruikt, niet of minder gevaarlijk is voor de gezondheid of in voorkomend geval voor de veiligheid van de werknemers.
2. Op verzoek van de verantwoordelijke instantie deelt de werkgever het resultaat van zijn onderzoek aan die instantie mede.

Artikel 5

Maatregelen ter voorkoming of vermindering van blootstelling

1. Indien uit de resultaten van de in artikel 3, lid 2, bedoelde beoordeling blijkt dat er een risico voor de veiligheid of de gezondheid van de werknemers bestaat, moet de blootstelling van de werknemers worden voorkomen.
2. Indien het technisch niet mogelijk is het carcinogeen of mutageen agens te vervangen door een stof, een preparaat of een procédé die (dat), in de omstandigheden waaronder zij (het) wordt gebruikt, niet of minder gevaarlijk is voor de veiligheid of de gezondheid, zorgt de werkgever ervoor dat de productie en het gebruik van het carcinogeen of mutageen agens plaatsvinden in een gesloten systeem, voor zover dat technisch uitvoerbaar is.
3. Indien de toepassing van een gesloten systeem niet technisch uitvoerbaar is, zorgt de werkgever ervoor dat blootstelling van de werknemers wordt beperkt tot een zo laag mogelijk niveau als technisch uitvoerbaar is.
4. De blootstelling mag de grenswaarde van een carcinogeen agens, zoals bepaald in bijlage III, niet overschrijden.
5. In alle gevallen waarin een carcinogeen of mutageen agens wordt gebruikt, past de werkgever alle onderstaande maatregelen toe:
 - a) beperking van de hoeveelheden van een carcinogeen of mutageen agens op het werk;
 - b) beperking van het aantal werknemers dat wordt of kan worden blootgesteld tot het laagste mogelijke niveau;
 - c) een zodanige opzet van de arbeidsprocédés en de technische maatregelen, dat het vrijkomen van carcinogene of mutagene agentia op het werk wordt vermeden of tot een minimum beperkt;
 - d) passende verwijdering van de carcinogene of mutagene agentia aan de bron, passende plaatselijke afzuiging of passende algemene ventilatie die stroken met de noodzaak van bescherming van de volksgezondheid en het milieu;
 - e) gebruik van geschikte bestaande meetmethoden voor carcinogene of mutagene agentia, in het bijzonder voor de vroegtijdige opsporing van abnormale blootstellingen ten gevolge van een onvoorzien voorval of een ongeval;
 - f) toepassing van geschikte arbeidsprocédés en -methoden.

Dit is geïmplementeerd in het Arbobesluit hoofdstuk 4, afdeling 2.

Artikel 4.17. Voorkomen van blootstelling; vervangen

Zodanige technische en organisatorische maatregelen zijn genomen dat de kans op blootstelling van werknemers aan kankerverwekkende of mutagene stoffen of stoffen die vrijkomen bij kankerverwekkende processen zoveel mogelijk bij de bron daarvan wordt voorkomen, met name door kankerverwekkende of mutagene stoffen en kankerverwekkende processen, voor zover dit technisch uitvoerbaar is, te vervangen door stoffen of processen waarbij de werknemers, gelet op de eigenschappen van die stoffen of processen, de aard van de arbeid, de werkmethoden en de werkomstandigheden, niet of minder aan gevaar voor hun veiligheid of gezondheid worden blootgesteld.

Artikel 4.18. Voorkomen of beperken van blootstelling

1. Voor zover uit de resultaten van de beoordeling, bedoeld in het artikel 4.2, eerste lid, blijkt dat er gevaar voor de gezondheid van de werknemers bestaat en dat het op doeltreffende wijze voorkomen van blootstelling door het nemen van maatregelen als bedoeld in artikel 4.17 technisch niet uitvoerbaar is, wordt de blootstelling, voor zover dit technisch uitvoerbaar is, bij de bron voorkomen of teruggebracht tot een zo laag mogelijk niveau onder de grenswaarde, met name door de productie en het gebruik van kankerverwekkende of mutagene stoffen of kankerverwekkende processen plaats te doen vinden in een gesloten systeem.

2. Indien het voorkomen van blootstelling of het terugbrengen van blootstelling tot een zo laag mogelijk niveau onder de grenswaarde technisch niet uitvoerbaar is, worden collectieve maatregelen genomen om kankerverwekkende of mutagene stoffen of stoffen die vrijkomen bij kankerverwekkende processen op doeltreffende wijze bij de bron te verwijderen, onder meer door plaatselijke afvoer van de lucht, zo nodig aangevuld door algemene ventilatie, waarbij, met inachtneming van artikel 4.5, gelijktijdig voldoende toevoer van niet-verontreinigde lucht is gewaarborgd zonder dat hierbij gevaar ontstaat voor de volksgezondheid en het milieu.

In bijlage I van de richtlijn is als kankerverwekkend proces opgenomen: “Werkzaamheden die blootstelling aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen, aanwezig in roet, teer of pek van steenkool met zich brengen.” Voor de blootstelling is in de Richtlijn geen grenswaarde opgenomen. Dat strookt ook met het proceskarakter en met de substitutieplicht.

In de Richtlijn 92/57/EEG, Tijdelijke en mobiele werkplaatsen, van 15 juni 1992 is de verplichting opgenomen voor het opstellen van een Veiligheids- en gezondheidsplan. In zo’n plan moeten de risico’s opgenomen worden en de wijze waarop daar mee omgegaan wordt.

Het hoofdpunt van de Arbo Richtlijn is de verplichting tot substitutie van kankerverwekkende stoffen. Als substitutie technisch mogelijk is, dan moet dat! Beschermende maatregelen zijn alleen toegestaan als vervangen niet mogelijk is. Teerasfalt wordt toegepast in funderingslagen, een sector waar, in West Europa, een veelheid aan vervangende materialen beschikbaar is. Die substitutieplicht is een EG verplichting en geldt dus voor alle landen van de EU. Dat betekent dat de toepassing van teerasfalt in een werk in principe geen nuttige toepassing kan zijn. Immers op grond van de EU regeling (Arbo richtlijn) mag het niet toegepast worden maar moet vervangen worden door een materiaal zonder

kankerverwekkende stoffen. Hergebruik van teerhoudend materiaal is strijdig is met EU regels. Het toepassen in een werk ~~kan derhalve alleen indien~~ is in feite verkapt storten; er is sprake ~~is~~ van verwijdering (handeling D5, D9). De eisen die gesteld worden, als immobiliseren en isoleren van het teerhoudend materiaal in een werk, ~~„komen overeen met eisen voor het storten van afvalstoffen. [je kunt het nu te positief lezen: de voorzieningen van het werk (NT) zijn op hetzelfde niveau als een stortplaats (DV), dus er is niets aan de hand!! Je wilt met het vergelijk echter duidelijk maken dat er sprake is van VERKAPT STORTEN, hetgeen in tegenspraak is met het beleid!!!!!!]~~ geven ook aan dat teerasfaltgranulaat in milieu-opzicht niet kwalitatief gelijkwaardig is aan andere bouwmaterialen.

Bouwstoffenbesluit

Bij de invoering van het Bouwstoffenbesluit in 1995, dat milieuhygiënische eisen stelt aan bouwmaterialen, is er voor gekozen om voor organische stoffen een samenstellingeis te formuleren. Voor bitumineuze materialen was er een eis van 75 mg/kg ds PAK 10. Op grond van onderzoek is in overleg met producenten en verwerkers van bitumen/asfalt deze grens vastgesteld. In bitumen bevinden zich ook PAK's, de grenswaarde is zodanig dat mengsels met bitumen aan de eis voldoen en mengsels die verontreinigd zijn met teer afkomstig van steenkool, in het algemeen boven deze grens uitkomen. In de praktijk betekent dat, dat alle bij reconstructies vrijkomend asfalt met een hoger gehalte aan PAK's dan 75 mg/kg ds in meerdere of mindere mate bezoodeld is met een teerverleden. Om praktische en vooral financiële redenen is er voor teerhoudend asfalt een tijdelijke bijzondere categorie ingevoerd voor teerasfalt. Dit hield onder andere in dat voor koudgebonden teerasfalt geen bovengrens gold voor het PAK 10 gehalte. Het belangrijkste argument was dat er op dat moment geen methode was om het teer uit de keten te halen en de materialen anders gestort zouden moeten worden. Dat zou een aanzienlijke kostenpost voor wegbeheerders opleveren. Ook werd beleidsmatig, door hoge stortkosten, de invoering van het Bouwstoffenbesluit politiek lastiger. De tijdelijkheid van de categorie (tot 1 januari 2000) benadrukte dat er gewerkt moest worden aan een proces voor het verwijderen van teer. Door de overheid en het bedrijfsleven zijn initiatieven ontwikkeld om het TAG (teerhoudend asfaltgranulaat) uit de keten te verwijderen, anders dan door storten.

Naast de gevaren van teer voor de werknemers is er ook de verplichting om bij werkzaamheden aan wegen rekening te houden met omwonenden en passanten. Ook voor deze groepen dient de blootstelling beperkt te worden, zeker omdat die groep geen beschermende maatregelen kan treffen.

Bij de laatste aanpassing van het Bouwstoffenbesluit is de grens van 75 mg/kg ds PAK 10 nogmaals besproken en besloten is om deze te handhaven en te onderzoeken of verdere verlaging mogelijk/nodig is.

PAK-beleid Nederland

Nadat besloten was de toepassing van warm hergebruik voor TAG te stoppen, ontstond de wens om ook het koude hergebruik, dat nog altijd gezondheidsrisico's heeft, te voorkomen. De tijdelijke bijzondere categorie voor TAG in het Bouwstoffenbesluit eindigde op 1-1-2000, en is verlengd tot 1-1-2001. Uiteindelijk doel was om een hoogwaardige techniek te ontwikkelen waarbij PAK vernietigd werd en het hergebruik van materiaal gehandhaafd kon

worden. Omdat het om grote hoeveelheden materiaal ging, was een robuuste en goedkope techniek gewenst. Een eerste onderzoek om door middel van wassen het teer te verwijderen, slaagde niet. De techniek was lastig, grootschaligheid was nodig en de kosten voor het verwijderen van het uitgewassen teer waren hoog. Later kwamen er thermische technieken die tegen lagere kosten wel het beoogde doel konden bereiken.

Beleidsmatig waren er de volgende uitgangspunten:

- voldoen aan de eisen vanuit Arbo;
- tegengaan van (diffuse) verspreiding van carcinogene stoffen uit de TAG;
- hergebruik van materialen;
- voorkomen dat schone materialen (toeslagstoffen) verontreinigd worden en de hoeveelheden verontreinigd materiaal toeneemt;
- het vinden van de Best Available Technique (BAT) voor de verwijdering van PAK's uit TAG;
- de kosten mogen niet veel hoger zijn dan de kosten voor koud verwerken.

Toen duidelijk werd dat de thermische technieken, die in ontwikkeling waren, aan de gestelde beleidsvoorwaarden zouden voldoen, is besloten tot een verbod op het ongereinigd hergebruik van TAG.

Dit verbod werd van kracht door het laten vervallen van de bijzondere categorie TAG in het Bouwstoffenbesluit per 1-1-2001. Omdat er tijd nodig was voor het ontwerpen van installaties en het doorlopen van vergunningsprocedures werd het vrijkomende TAG tijdelijk opgeslagen. In de praktijk bleek het vrij lang te duren voor er voldoende verwerkingscapaciteit gereed was om het TAG thermisch te verwerken. De jaarlijks vrijkomende hoeveelheid TAG van ongeveer 1 miljoen ton bleek groter dan oorspronkelijk geraamd. Er is inmiddels een voorraad ontstaan, van ongeveer 4 miljoen ton, die langzaam afgebouwd wordt nu de TAG installaties gereed zijn.

Dit beleid kan alleen goed functioneren als de grenzen voor export van TAG voor laagwaardige (goedkope) toepassingen gesloten blijven. Nederland heeft in het verleden alle verzoeken tot export van TAG afgewezen. In Duitsland mag TAG nog in wegfunderingen en ophogingen toegepast worden. De Nederlandse rechter heeft voorzieningen getroffen waardoor export niet tegen gehouden kon worden. De bodemprocedure inzake de export loopt en omstreeks de zomer 2007 is een uitspraak te verwachten. In afwachting van die uitspraak zijn er bedrijven die voorraden TAG aanleggen in de hoop dat materiaal met extra winst te mogen exporteren. Omdat er in België weer de mogelijkheid geschapen is om TAG toe te passen zal er mogelijk ook export naar België gaan plaatsvinden. Het feit dat zowel Duitsland als België met hun hergebruik van TAG in strijd handelen met de Richtlijn 2004/37/EG inzake Arbeidsomstandigheden is voor de Nederlandse rechter waarschijnlijk geen reden om export tegen te houden omdat arbeidsomstandigheden geen rol spelen bij de EVOA regeling¹. Het risico bestaat dat een groot deel van de opgezamelde voorraad uitgevoerd zal worden naar het land met de laagste prijs. Voor de TAG verwerkende bedrijven dreigt dan een tekort aan grondstoffen en onderbezetting van de installaties. Ook de huidige plannen voor schaalvergroting met verdere kostenreducties komen in gevaar.

REACH

De verordening REACH en de Richtlijn 2006/121/EG, die eind 2006 gepubliceerd zijn, zullen invloed hebben op het toepassen van TAG. TAG als afvalstof valt buiten de verordening. Bij hergebruik van TAG als bouw materiaal dient het beschouwd worden als een preparaat en valt dan wel onder de verordening. In de eerste fase, die ingaat op 1 juni 2007, dienen de risico's van de stoffen en preparaten beschreven te worden. Op 1 juni 2008 worden de volgende

onderdelen van REACH van kracht. Omdat PAKTAG een carcinogene stof is zal de toepassing vanaf die datum vergunningplichtig worden, daarbij hoort een afweging over de substitutieplicht voor TAG.

Conclusie

De toepassing van TAG is wegens de mogelijke blootstelling aan carcinogene stoffen onderhevig aan de Richtlijn 2004/37/EG oftewel afdeling 2 van hoofdstuk 4 van het Arbobesluit. Voor het risico van kanker bestaat er voor PAK gezondheidskundig geen ondergrens. De Richtlijn verplicht tot het vervangen van het materiaal als dat technisch mogelijk is. Alternatieve materialen zijn er volop. TAG mag derhalve niet toegepast worden maar dient vervangen te worden! Er kan dus geen sprake zijn van een nuttige toepassing als materiaal.

Tot nu toe stelde de Nederlandse rechter zich echter op het standpunt dat, indien een ander land het gebruik van TAG toestaat, export mogelijk is. Afwegingen over arbeidsomstandigheden spelen in die afweging geen rol.

Als de bodemprocedure tegen de export van TAG verloren wordt door de Nederlandse Staat, is er kans op grootschalige export van de opgeslagen voorraden TAG naar België en Duitsland.

Het is nog niet te voorzien welke invloed de implementatie van de Europese REACH-regelgeving op de toepassing van TAG in België en Duitsland zal hebben.

Teerasfalt uit de keten

9b

Notitie over het Nederlandse beleid inzake Teerasfalt

5.1.2.e

Inleiding

Tot 1991 is teer in de wegenbouw toegepast. In dat jaar zijn werkgevers en werknemers overeengekomen dat het verwerken van carcinogeen teer onwenselijk is. Er was nog geen geschikte methode om het toegepaste teer uit opgebroken materiaal te halen. Voorlopig werd koude verwerking bij hergebruik in cementgebonden toepassingen nog toegestaan. Vanuit het oogpunt van arbeidsomstandigheden is het werken met kankerverwekkende stoffen niet wenselijk dan wel streng aan banden gelegd. Ook vanuit milieubeleid was er de wens om teer bij hergebruik van opgebroken bouw materiaal uit de keten te halen. Daartoe zijn er samen met het bedrijfsleven technieken ontwikkeld die het teer verwijderen uit het teerhoudend asfalt dat vrijkomt, zodat de mineralen uit het teerasfalt hergebruikt kunnen worden.

Bouwstoffenbesluit

Bij de invoering van het Bouwstoffenbesluit in 1995, dat milieuhygiënische eisen stelt aan bouwmaterialen, is er voor gekozen om voor organische stoffen een samenstellingseis te formuleren. Voor bitumineuze materialen was er een eis van 75 mg/kg ds PAK 10. Op grond van onderzoek is in overleg met producenten en verwerkers van bitumen/asfalt deze grens vastgesteld. In bitumen bevinden zich ook PAK's, de grenswaarde is zodanig dat mengsels met bitumen aan de eis voldoen en mengsels die verontreinigd zijn met teer afkomstig van steenkool, in het algemeen boven deze grens uitkomen. In de praktijk betekent dat, dat alle bij reconstructies vrijkomend asfalt met een hoger gehalte aan PAK's dan 75 mg/kg ds in meerdere of mindere mate bezoedeld is met een teerverleden. Om praktische en vooral financiële redenen is er voor teerhoudend asfalt een tijdelijke bijzondere categorie ingevoerd voor teerasfalt. Dit hield onder andere in dat voor koudgebonden teerasfalt geen bovengrens gold voor het PAK 10 gehalte. Het belangrijkste argument was dat er op dat moment geen methode was om het teer uit de keten te halen en de materialen anders gestort zouden moeten worden. Dat zou een aanzienlijke kostenpost voor wegbeheerders opleveren. Ook werd beleidsmatig, door hoge stortkosten, de invoering van het Bouwstoffenbesluit politiek lastiger. De tijdelijkheid van de categorie (tot 1 januari 2000) benadrukte dat er gewerkt moest worden aan een proces voor het verwijderen van teer. Door de overheid en het bedrijfsleven zijn initiatieven ontwikkeld om het TAG (teerhoudend asfaltgranulaat) uit de keten te verwijderen, anders dan door storten.

Naast de gevaren van teer voor de werknemers is er ook de verplichting om bij werkzaamheden aan wegen rekening te houden met omwonenden en passanten. Ook voor deze groepen dient de blootstelling beperkt te worden, zeker omdat die groep geen beschermende maatregelen kan treffen.

Bij de laatste aanpassing van het Bouwstoffenbesluit is de grens van 75 mg/kg ds PAK 10 nogmaals besproken en besloten is om deze te handhaven.

Hoeveelheden

Teer en teerasfalt zijn in het verleden regelmatig toegepast. De oorspronkelijke hoeveelheid teer was beperkt. Door vermenging en hergebruik van teerhoudend breekasfalt is 10-25%,

van de oudere Nederlandse wegen en wegfunderingen teerhoudend. Er bestaan grote regionale verschillen.

Er bestond een grote onzekerheid over de hoeveelheden teerasfalt in Nederland. Uit een onderzoek van teerleveranciers bleek dat in de periode 1960-1990 ongeveer 300 000 ton koolteer in de wegenbouw toegepast was. Een inventarisatie (Van Ruiten, 2000) toonde aan dat er met de oorspronkelijke hoeveelheid teer ongeveer 40 miljoen ton asfalt verontreinigd was. Daarnaast is er ongeveer 10 miljoen ton funderingsmateriaal verontreinigd met teer. Uit cijfers van de recyclingbranche blijkt dat er per jaar ongeveer 1 miljoen ton teerhoudend asfaltgranulaat vrijkomt. Door hergebruik van niet gereinigd TAG zou de hoeveelheid verontreinigd materiaal in de keten jaarlijks toenemen door de toevoeging van bindmiddelen en toeslagstoffen aan het koudgebonden asfalt. Daarom was de bijzondere categorie voor TAG tijdelijk en is besloten om per 1-1-2001 met het koud hergebruik te stoppen. Inmiddels is in de afgelopen jaren meer dan 5 miljoen ton TAG uit de keten verwijderd voor thermische reiniging.

Probleemstelling

Het beleid om teer uit de keten te halen, heeft geresulteerd in de bouw van een aantal installaties dat teer kan verwijderen. Een aantal bedrijven heeft daarin grote bedragen geïnvesteerd. Ook is de bijzondere categorie in het Bouwstoffenbesluit vervallen. In het Landelijk Afvalstoffen Beheersplan is de thermische verwijdering van teer als minimum standaard opgenomen. In omringende landen bestaat de mogelijkheid voor hergebruik van TAG nog steeds. Export van teerasfalt is door VROM geweigerd, maar er zijn tijdelijke voorzieningen getroffen waardoor er toch export is. Binnenkort speelt de bodemprocedure voor de Raad van State. Op verzoek van BRC zijn de argumenten en achtergronden voor het Nederlandse beleid inzake TAG verzameld zodat hierover duidelijkheid gegeven kan worden in binnen- en buitenland.

Regelgeving

Milieu

Er zijn milieuredenen om teer uit de keten te halen. De verontreinigende PAK's zijn slecht afbreekbaar en blijven in het milieu. Door hergebruik van teerasfalt wordt het materiaal verder verspreid waarbij diffuse verspreiding tijdens het werk niet te voorkomen is. In het Bouwstoffenbesluit zijn regels opgenomen betreffende de milieuaspecten van bouwmaterialen. Teerasfalt is verontreinigd met PAK's, hiervoor was een grens opgenomen van 75 mg/kg droge stof aan PAK 10. Materiaal met een hoger PAK 10 gehalte dient in Nederland volgens het Landelijk Afvalstoffenplan (LAP) thermisch gereinigd te worden, hierdoor worden de PAK's vernietigd en resteert een goed herbruikbaar bouw materiaal. In de EURAL was als grens voor de definitie gevaarlijk afval voor teerasfalt de waarde 1000 mg/kg ds (=0,1%) koolteer opgenomen. Omdat er geen goede methode is om het gehalte aan koolteer te meten werd in de Nederlandse praktijk alle asfalt met meer dan 75 mg/kg ds PAK 10 volgens het voorzorgprincipe beschouwd als teerhoudend en als zodanig verwerkt. Die grens is op grond van onderzoek in het kader van het Bouwstoffenbesluit vastgesteld. Omdat in bitumen lage PAK-waarden voorkomen mag bij een grenswaarde van 75 mg/kg ds aangenomen worden dat er bij hogere waarden verontreiniging met koolteer plaats heeft gevonden.

Om praktische redenen werd soms een vuistregel gehanteerd om indirect een teerwaarde te schatten. De zeer globale vuistregel is: 6,5 maal het totaal gehalte aan PAK 10 in mg/kg geeft de waarde voor het gehalte aan koolteer (155 mg/kg PAK10 = 1000 mg/kg koolteer).

In het verdrag van Bazel over in en uitvoer van afvalstoffen wordt als grens voor gevaarlijk afval een meetwaarde voor teer van steenkool van 50 mg/kg Benzo(a)pyreen aangehouden. Deze waarde is overgenomen in de nieuwe EVOA regeling en moet nog geïmplementeerd worden. In teer is ongeveer 7% van de PAK 10 B(a)P, 50 mg/kg B(a)P komt dan overeen met 750mg/kg PAK10. Volgens de bovenstaande vuistregel komt dat dus neer op $750 \times 6,5 = 5000 \text{ mg/kg teer (0,5\%)}$. De EVOA regel is 5 maal hoger dan de huidige grenswaarde in de EURAL voor gevaarlijk afval.

Gezondheidsrisico's van PAK (Bron: Gezondheidsraad)

PAK is de verzamelnaam voor verschillende polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Een belangrijke PAK-verbinding is Benzo(a)pyreen (BaP). BaP is slechts een van de vele soorten PAK's. BaP wordt als referentie gebruikt bij het formuleren van maximaal aanvaardbare concentraties in de lucht voor de blootstellingmaat voor alle PAK's. BaP is namelijk een van de meest kankerverwekkende PAK-verbindingen. Inademing kan tot longkanker leiden en wellicht tot blaaskanker. Door direct contact met de huid kunnen verder huidtumoren ontstaan. BaP en sommige andere PAK hebben een genotoxisch werkingsmechanisme. Dat wil zeggen dat zij directe veranderingen in de DNA-structuur kunnen veroorzaken, waarbij volgens de huidige wetenschappelijke inzichten geen absoluut veilig niveau van blootstelling is aan te geven.

Arbeidsomstandigheden

Koolteer is een kankerverwekkend en mutageen materiaal. Dat betekent dat EU regelgeving, inzake bescherming van werknemers tegen blootstelling aan kankerverwekkende stoffen, van toepassing is. Dat betreft: Richtlijn 89/391/EEG en Richtlijn 2004/37/EG van 29 april 2004. Hierin wordt geregeld dat een kankerverwekkende stof moet worden vervangen door een niet kankerverwekkende en als dat technisch niet mogelijk is, moeten strenge beheersmaatregelen getroffen worden om de blootstelling zo laag mogelijk te doen zijn.

Uit Richtlijn 2004/37/EG betreffende de bescherming van de werknemers tegen de risico's van blootstelling aan carcinogene of mutagene agentia op het werk, zijn de volgende artikelen met betrekking tot vervanging en beheersmaatregelen:

VERPLICHTINGEN VAN DE WERKGEVERS

Artikel 4

Vermindering en vervanging

1. De werkgever vermindert het gebruik van een carcinogeen of mutageen agens op het werk, met name door het agens, voor zover dat technisch uitvoerbaar is, te vervangen door een stof, een preparaat of een procédé die (dat) in de omstandigheden waaronder (het) wordt gebruikt, niet of minder gevaarlijk is voor de gezondheid of in voorkomend geval voor de veiligheid van de werknemers.
2. Op verzoek van de verantwoordelijke instantie deelt de werkgever het resultaat van zijn onderzoek aan die instantie mede.

Artikel 5

Maatregelen ter voorkoming of vermindering van blootstelling

1. Indien uit de resultaten van de in artikel 3, lid 2, bedoelde beoordeling blijkt dat er een risico voor de veiligheid of de gezondheid van de werknemers bestaat, moet de blootstelling van de werknemers worden voorkomen.

2. Indien het technisch niet mogelijk is het carcinogeen of mutageen agens te vervangen door een stof, een preparaat of een procédé die (dat), in de omstandigheden waaronder zij (het) wordt gebruikt, niet of minder gevaarlijk is voor de veiligheid of de gezondheid, zorgt de werkgever ervoor dat de productie en het gebruik van het carcinogeen of mutageen agens plaatsvinden in een gesloten systeem, voor zover dat technisch uitvoerbaar is.
3. Indien de toepassing van een gesloten systeem niet technisch uitvoerbaar is, zorgt de werkgever ervoor dat blootstelling van de werknemers wordt beperkt tot een zo laag mogelijk niveau als technisch uitvoerbaar is.
4. De blootstelling mag de grenswaarde van een carcinogeen agens, zoals bepaald in bijlage III, niet overschrijden.
5. In alle gevallen waarin een carcinogeen of mutageen agens wordt gebruikt, past de werkgever alle onderstaande maatregelen toe:
 - a) beperking van de hoeveelheden van een carcinogeen of mutageen agens op het werk;
 - b) beperking van het aantal werknemers dat wordt of kan worden blootgesteld tot het laagste mogelijke niveau;
 - c) een zodanige opzet van de arbeidsprocédés en de technische maatregelen, dat het vrijkomen van carcinogene of mutagene agentia op het werk wordt vermeden of tot een minimum beperkt;
 - d) passende verwijdering van de carcinogene of mutagene agentia aan de bron, passende plaatselijke afzuiging of passende algemene ventilatie die stroken met de noodzaak van bescherming van de volksgezondheid en het milieu;
 - e) gebruik van geschikte bestaande meetmethoden voor carcinogene of mutagene agentia, in het bijzonder voor de vroegtijdige opsporing van abnormale blootstellingen ten gevolge van een onvoorzien voorval of een ongeval;
 - f) toepassing van geschikte arbeidsprocédés en -methoden.

Dit is geïmplementeerd in het Arbobesluit hoofdstuk 4, afdeling 2.

Artikel 4.17. Voorkomen van blootstelling; vervangen

Zodanige technische en organisatorische maatregelen zijn genomen dat de kans op blootstelling van werknemers aan kankerverwekkende of mutagene stoffen of stoffen die vrijkomen bij kankerverwekkende processen zoveel mogelijk bij de bron daarvan wordt voorkomen, met name door kankerverwekkende of mutagene stoffen en kankerverwekkende processen, voor zover dit technisch uitvoerbaar is, te vervangen door stoffen of processen waarbij de werknemers, gelet op de eigenschappen van die stoffen of processen, de aard van de arbeid, de werkmethoden en de werkomstandigheden, niet of minder aan gevaar voor hun veiligheid of gezondheid worden blootgesteld.

Artikel 4.18. Voorkomen of beperken van blootstelling

1. Voor zover uit de resultaten van de beoordeling, bedoeld in het artikel 4.2, eerste lid, blijkt dat er gevaar voor de gezondheid van de werknemers bestaat en dat het op doeltreffende wijze voorkomen van blootstelling door het nemen van maatregelen als bedoeld in artikel 4.17 technisch niet uitvoerbaar is, wordt de blootstelling, voor zover dit technisch uitvoerbaar is, bij de bron voorkomen of teruggebracht tot een zo laag mogelijk niveau onder de grenswaarde, met name door de productie en het gebruik van kankerverwekkende of mutagene stoffen of kankerverwekkende processen plaats te doen vinden in een gesloten systeem.

2. Indien het voorkomen van blootstelling of het terugbrengen van blootstelling tot een zo laag mogelijk niveau onder de grenswaarde technisch niet uitvoerbaar is, worden collectieve maatregelen genomen om kankerverwekkende of mutagene stoffen of stoffen die vrijkomen bij kankerverwekkende processen op doeltreffende wijze bij de bron te verwijderen, onder meer door plaatselijke afvoer van de lucht, zo nodig aangevuld door algemene ventilatie, waarbij, met inachtneming van artikel 4.5, gelijktijdig voldoende toevoer van niet-verontreinigde lucht is gewaarborgd zonder dat hierbij gevaar ontstaat voor de volksgezondheid en het milieu.

In bijlage I van de richtlijn is als kankerverwekkend proces opgenomen: "Werkzaamheden die blootstelling aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen, aanwezig in roet, teer of pek van steenkool met zich brengen." Voor de blootstelling is in de Richtlijn geen grenswaarde opgenomen. Dat strookt ook met het proceskarakter en met de substitutieplicht.

In de Richtlijn 92/57/EEG, Tijdelijke en mobiele werkplaatsen, van 15 juni 1992 is de verplichting opgenomen voor het opstellen van een Veiligheids- en gezondheidsplan. In zo'n plan moeten de risico's opgenomen worden en de wijze waarop daar mee omgegaan wordt.

Het hoofdpunt van de Arbo Richtlijn is de verplichting tot substitutie van kankerverwekkende stoffen. Als substitutie technisch mogelijk is, dan moet dat! Beschermende maatregelen zijn alleen toegestaan als vervangen niet mogelijk is.

Teerasfalt wordt toegepast in funderingslagen, een sector waar, in West Europa, een veelheid aan vervangende materialen beschikbaar is. Die substitutieplicht is een EG verplichting en geldt dus voor alle landen van de EU. Dat betekent dat de toepassing van teerasfalt in een werk geen nuttige toepassing kan zijn. Immers op grond van de EU regeling (Arbo richtlijn) mag het niet toegepast worden maar moet vervangen worden door een materiaal zonder kankerverwekkende stoffen. Hergebruik van teerhoudend materiaal is strijdig is met EU regels. Het toepassen in een werk kan derhalve alleen indien sprake is van verwijdering (handeling D5, D9). De eisen die gesteld worden als immobiliseren en isoleren van het teerhoudend materiaal in een werk, komen overeen met eisen voor het storten van afvalstoffen.

PAK-beleid Nederland

Nadat besloten was de toepassing van warm hergebruik voor TAG te stoppen, ontstond de wens om ook het koude hergebruik, dat nog altijd gezondheidsrisico's heeft, te voorkomen. De tijdelijke bijzondere categorie voor TAG in het Bouwstoffenbesluit eindigde op 1-1-2000, en is verlengd tot 1-1-2001. Uiteindelijk doel was om een hoogwaardige techniek te ontwikkelen waarbij PAK vernietigd werd en het hergebruik van materiaal gehandhaafd kon worden. Omdat het om grote hoeveelheden materiaal ging, was een robuuste en goedkope techniek gewenst. Een eerste onderzoek om door middel van wassen het teer te verwijderen, slaagde niet. De techniek was lastig, grootschaligheid was nodig en de kosten voor het verwijderen van het uitgewassen teer waren hoog. Later kwamen er thermische technieken die tegen lagere kosten wel het beoogde doel konden bereiken.

Beleidsmatig waren er de volgende uitgangspunten:

- voldoen aan de eisen vanuit Arbo;
- tegengaan van (diffuse) verspreiding van carcinogene stoffen uit de TAG;
- hergebruik van materialen;

- voorkomen dat schone materialen (toeslagstoffen) verontreinigd worden en de hoeveelheden verontreinigd materiaal toeneemt;
- het vinden van de Best Available Technique (BAT) voor de verwijdering van PAK's uit TAG;
- de kosten mogen niet veel hoger zijn dan de kosten voor koud verwerken.

Toen duidelijk werd dat de thermische technieken, die in ontwikkeling waren, aan de gestelde beleidsvoorwaarden zouden voldoen, is besloten tot een verbod op het ongereinigd hergebruik van TAG.

Dit verbod werd van kracht door het laten vervallen van de bijzondere categorie TAG in het Bouwstoffenbesluit per 1-1-2001. Omdat er tijd nodig was voor het ontwerpen van installaties en het doorlopen van vergunningsprocedures werd het vrijkomende TAG tijdelijk opgeslagen. In de praktijk bleek het vrij lang te duren voor er voldoende verwerkingscapaciteit gereed was om het TAG thermisch te verwerken. De jaarlijks vrijkomende hoeveelheid TAG van ongeveer 1 miljoen ton bleek groter dan oorspronkelijk geraamd. Er is inmiddels een voorraad ontstaan, van ongeveer 4 miljoen ton, die langzaam afgebouwd wordt nu de TAG installaties gereed zijn.

Dit beleid kan alleen goed functioneren als de grenzen voor export van TAG voor laagwaardige (goedkope) toepassingen gesloten blijven. Nederland heeft in het verleden alle verzoeken tot export van TAG afgewezen. In Duitsland mag TAG nog in wegfunderingen en ophogingen toegepast worden. De Nederlandse rechter heeft voorzieningen getroffen waardoor export niet tegen gehouden kon worden. De bodemprocedure inzake de export loopt en omstreeks de zomer 2007 is een uitspraak te verwachten. In afwachting van die uitspraak zijn er bedrijven die voorraden TAG aanleggen in de hoop dat materiaal met extra winst te mogen exporteren. Omdat er in België weer de mogelijkheid geschapen is om TAG toe te passen zal er mogelijk ook export naar België gaan plaatsvinden. Het feit dat zowel Duitsland als België met hun hergebruik van TAG in strijd handelen met de Richtlijn 2004/37/EG inzake Arbeidsomstandigheden is voor de Nederlandse rechter waarschijnlijk geen reden om export tegen te houden. Het risico bestaat dat een groot deel van de opgezamelde voorraad uitgevoerd zal worden naar het land met de laagste prijs. Voor de TAG verwerkende bedrijven dreigt dan een tekort aan grondstoffen en onderbezetting van de installaties. Ook de huidige plannen voor schaalvergroting met verdere kostenreducties komen in gevaar.

REACH

De verordening REACH en de Richtlijn 2006/121/EG, die eind 2006 gepubliceerd zijn, zullen invloed hebben op het toepassen van TAG. TAG als afvalstof valt buiten de verordening. Bij hergebruik van TAG als bouw materiaal kan het beschouwd worden als een preparaat en valt dan wel onder de verordening. In de eerste fase, die ingaat op 1 juni 2007, dienen de risico's van de stoffen en preparaten beschreven te worden. Op 1 juni 2008 worden de volgende onderdelen van REACH van kracht. Omdat TAG een carcinogene stof is zal de toepassing vanaf die datum vergunningplichtig worden, daarbij hoort een afweging over de substitutieplicht.

Conclusie

De toepassing van TAG is wegens de mogelijke blootstelling aan carcinogene stoffen onderhevig aan de Richtlijn 2004/37/EG oftewel afdeling 2 van hoofdstuk 4 van het Arbobesluit. Voor het risico van kanker bestaat er voor PAK gezondheidkundig geen ondergrens. De Richtlijn verplicht tot het vervangen van het materiaal als dat technisch

mogelijk is. Alternatieven materialen zijn er volop. TAG mag derhalve niet toegepast worden maar dient vervangen te worden! Er kan dus geen sprake zijn van een nuttige toepassing als materiaal.

Tot nu toe stelde de Nederlandse rechter zich op het standpunt dat, indien een ander land het gebruik van TAG toestaat, export mogelijk is. Nederland kan zich niet beroepen op het feit dat elders de regels niet goed nageleefd worden, dat is de taak van de lokale overheid.

Als de bodemprocedure tegen de export van TAG verloren wordt door de Nederlandse Staat, is er kans op grootschalige export van de opgeslagen voorraden TAG naar België en Duitsland.

Het is nog niet te voorzien welke invloed de implementatie van de Europese REACH-regelgeving op de toepassing van TAG in België en Duitsland zal hebben.

5.1.2.e - ILT

Van: 5.1.2.e - DGMI
Verzonden: donderdag 15 september 2022 15:42
Aan: 5.1.2.e
Onderwerp: RE: koolteer van KIWA/KOAC representatief?
Bijlagen: beantwoording vragen I&W_ILT_120922.docx

Hoi 5.1.2.e,

In je redeneerlijn lopen koolteer en asfaltbindmiddel-teer door elkaar. Je geeft in de inleiding aan dat het bindmiddel bestaat uit koolteer plus oliën. Dit kunnen we "teer" noemen maar de vraag van de rechter en van IenW heeft betrekking op koolteer. We willen weten hoe indicatief 75 mg PAK10 resp. 50 mg BaP zijn voor 1000 mg koolteer en niet voor 1000 mg asfaltbindmiddel-teer. Excuus als dit in ons overleg niet duidelijk is geworden. Daarom heb je de mondelinge mededeling van KIWA over 0,5% PAK10 in asfaltbindmiddel-teer niet nodig en moet je uitgaan van de PAK10 meetwaarden in CTPHT en het KIWA/KAOC koolteer monster. Dan kom je mooi uit op een redelijke benadering van 1000 mg koolteer door 75 mg PAK10 en een veel te slappe indicatie door 50 mg BaP.

Zie verder bijgevoegde becommentarieerde versie.

Groeten,

5.1.2.e

Van: 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>
Verzonden: dinsdag 13 september 2022 12:17
Aan: 5.1.2.e - DGMI 5.1.2.e @minienw.nl>
Onderwerp: RE: koolteer van KIWA/KOAC representatief?

Ha 5.1.2.e,

Ik had redeneerlijn gisteren veranderd en in een notitie geschreven en aan mijn collega's voorgelegd. Mag ik jou vragen hierna te kijken voordat ik op jouw opmerkingen inga.

Groet, 5.1.2.e

5.1.2.e

From: 5.1.2.e - DGMI 5.1.2.e @minienw.nl>
Sent: dinsdag 13 september 2022 09:31
To: 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>
Cc: 5.1.2.e <5.1.2.e @rivm.nl>; 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>
Subject: RE: koolteer van KIWA/KOAC representatief?

Hoi 5.1.2.e,

Nu heb ik de tekst en tabel beter bekeken.

Ten eerste de vraag om expliciet te vermelden wat de volgende in de tabel gebruikte afkortingen betekenen:

- CTPHT impreg (=??)
- CTPHT binder
- asfalt 1 (uit bericht ILT)
- asfalt 2
- pek gehalte (pek = teer?)

Wat betreft de bullets:

- Mijn vraag blijft staan om ze omgeschreven te krijgen naar antwoorden op drie vragen, zie mijn reactie van 8 sep.
- Ik kan de huidige redenering moeilijk te volgen. Het omschrijven tot antwoorden op de drie vragen zal helpen.
- De redenering hangt nu sterk op een mondelinge mededeling van KIWA/KAOC dat teer 0,5% PAK10 bevat. Een mondelinge mededeling is een zwakke basis.
- De 0,5% PAK10 per kg teer is bovendien verwarrend in het licht van de metingen aan ctph en het KIWA/KAOC koolteer monster, die ca. 20 keer zoveel PAK10 opleveren (9, 7 en 11%)
- Een verklaring voor deze factor 20 kan zijn dat de mondelinge mededeling teer betreft die (i) een mengsel is van koolteer met minder PAK-rijke componenten (je hebt info gevonden over vermenging met anthraceen olie etc.) en (ii) na verhitting van het asfalt bij de wegaanleg en na tientallen jaren "liggen" een groot deel van zijn PAK10 gehalte heeft verloren (via uitdamping naar de lucht en uitloging naar grondwater). Hoe dan ook, de mededeling "0,5% PAK10 per kg teer" kunnen we m.i. niet als basis gebruiken.
- Op grond van de tabel is volgens mij deze redenering mogelijk:

1. Hoe goed is de grenswaarde 50 mg BaP per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt?
 - In ctph binder resp. ctph impregnant en coal tar KIWA/KAOC zijn gehalten BaP gemeten van resp. 13, 10 en 4 gram per kg
 - 50 mg BaP per kg asfalt komt, als koolteer de bron is van deze BaP, overeen met 4 à 12 gram koolteer per kg asfalt, 4 tot 12 maal hoger dan de grenswaarde 1 gram koolteer per kg waarboven asfaltgranulaat als gevaarlijk afval aangemerkt moet worden, volgens de CLP-verordening en de Kaderrichtlijn afvalstoffen, bijlage III.
 - Mogelijk heeft in asfalt gemeten BaP ook andere bronnen, met name creosoot olie en anthraceen olie, waarmee coal tar pitch naar verluidt wordt gemengd voor het als asfaltbindmiddel wordt toegepast. Omdat deze andere componenten relatief arm zijn aan "zwarte" PAK zoals BaP, dragen ze relatief weinig bij aan het BaP-gehalte van asfalt. Dus de benadering dat gemeten BaP uit coal tar pitch afkomstig is, zal niet ver bezijden de waarheid zijn. Bovendien zijn ook de genoemde oliën gekwalificeerd als carcinogeen B1, zodat na menging met coal tar pitch een bindmiddel "road tar" ("teer") ontstaat dat geheel uit componenten met kwalificatie carcinogeen B1 bestaat.
 - Conclusie: 50 mg BaP is geen goede indicator voor 1000 mg teer per kg asfalt; bij 50 mg BaP is het teergehalte veel hoger dan 1000 mg.
2. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt?
 - In ctph binder resp. ctph impregnant en coal tar KIWA/KAOC zijn gehalten PAK10 gemeten van resp. 94, 68 en 115 gram per kg; dus rond de 10%
 - 75 mg PAK10 komt dus overeen met ongeveer 750 mg koolteer; met de opmerking dat er een variatie aan soorten "koolteer" zijn, zie de variatie van de meetcijfers.
 - 750 mg koolteer per kg asfalt is van dezelfde grootte-orde als 1000 mg koolteer per kg asfalt, de grenswaarde waarboven asfaltgranulaat als gevaarlijk afval aangemerkt moet worden, volgens de CLP-verordening en de Kaderrichtlijn afvalstoffen, bijlage III.
3. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt om teer-gebonden asfalt te onderscheiden van bitumen-gebonden asfalt?
 - Het SGS intron rapport toont een groot aantal meetwaarden van PAK10 in vrijgekomen asfaltgranulaat. Een groot deel van de waarden is 75 mg per kg en lager; een kleiner deel is 250 mg per kg en hoger. Waarden tussen 75 en 250 mg zijn heel weinig gemeten.
 - De logische conclusie is dat de meetwaarden boven 75 mg PAK10 per kg afkomstig zijn van teerhoudend asfalt (bindmiddel teer) en de waarden van 75 mg PAK10 per kg en lager afkomstig zijn van teervrij asfalt (bindmiddel bitumen).

Is dit een bruikbare aanzet?

Groeten,
5.1.2.e

Van: 5.1.2.e - DGMI

Verzonden: donderdag 8 september 2022 13:53

Aan: 5.1.2.e ' < 5.1.2.e @rivm.nl>

cc: 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>; 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>

Onderwerp: RE: koolteer van KIWA/KOAC representatief?

Hoi 5.1.2.e

Dankjewel! Ik heb vandaag vrij, geen tijd om me er goed in te verdiepen, maar heb het wel een eerste keer doorgelezen. Ik wil je wel alvast vragen om de vraagstelling door IenW meer expliciet naar voren te brengen,

door de vragen als kopjes in te voegen. De vraagstelling hebben we vaak besproken en zou ik zo kunnen formuleren:

1. Hoe goed is de grenswaarde 50 mg BaP per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt?
[antw (wat ik uit onze gesprekken en jouw tekst hieronder heb meegekregen): niet goed, want bij 50 mg BaP per kg is het teergehalte waarschijnlijk een veelvoud van 1000 mg per kg]
2. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt?
[antw: redelijk; men kan niet simpel stellen dat 75 mg PAK10 per kg asfalt met 1000 mg teer overeenkomt, maar bij waarden boven 75 mg per kg is de kans groot dat het gehalte teer rond of boven 1000 mg zit]
3. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt om teer-gebonden asfalt te onderscheiden van bitumen-gebonden asfalt?
[antw: bij meetwaarden boven 75 mg is sprake van teer-gebonden asfalt]

Groeten,
5.1.2.e

Van: 5.1.2.e < 5.1.2.e @rivm.nl>

Verzonden: donderdag 8 september 2022 08:23

Aan: 5.1.2.e - DGMI 5.1.2.e @minienw.nl>

cc: 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>; 5.1.2.e 5.1.2.e @rivm.nl>

Onderwerp: RE: koolteer van KIWA/KOAC representatief?

Ha 5.1.2.e,

Ik moet mijn verhaal nog in een officiële notitie opschrijven, maar ik zou graag willen weten of jij mijn redeneerlijn, zoals hieronder beschreven, kan volgen en of dit afdoende is voor de antwoording op jullie vragen. Ik zet mijn collega's 5.1.2.e en 5.1.2.e ook in cc zodat zij hier ook op kunnen reageren.

- ~~Het is onduidelijk wat de samenstelling is van het teer dat aan teerhoudend asfalt is toegevoegd~~ *dit zet de lezer op het verkeerde been; de volgende bullet geeft aan wat er bekend is*
- In de IARC monograaf 35 (1985) Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soot ([mono35.pdf](#)) staat dat road tar, dat gebruikt wordt voor wegconstructies, bestaat / bestond uit een mengsel van pitch, creosoot olie, lichte anthraceen olie en zware anthraceen olie. De samenstelling van deze componenten kan verschillen afhankelijk van het destillatieproces. Creosoot olie, lichte anthraceen olie en zware anthraceen olie ~~dat voor asfalt~~ zullen waarschijnlijk meer lichtere PAKs bevatten (naftaleen, phenanthreen en anthraceen) terwijl pitch meer hogere PAKs bevat. Al deze stoffen zijn geclassificeerd als carc cat 1A of 1B (~~mits ze niet~~ *tenzij ze* minder dan 50 mg B[a]P/kg bevatten)
- Voor (CTPHT) *[wat is dit?]* gebruikt als impregnant of als binder kennen we de samenstelling *volgens [bron aangeven]*. Zie toegevoegde tabel. Het ~~totaal~~ PAK 10 gehalte is respectievelijk 94 en 67 g/kg (zie *bijgevoegde* tabel). We kennen ook de samenstelling van een koolteer standaard monster dat door KIWA / KOAC wordt gebruikt. Het gemiddelde PAK 10 gehalte van dit monster is 115 g/kg (zie *bijgevoegd* tabel)
- We beschikken ook over analyses van asfaltmonsters (*een groot aantal weergegeven in het rapport van SGS Intron en twee analyses* aangeleverd door ILT). ~~Hierin~~ *In de laatste* wordt 336 en 433 mg PAK10/kg gemeten (zie *bijgevoegde* tabel).
- In het Intron rapport staat dat op basis van mondelinge informatie van KIWA/KOAC *[mondelinge informatie is onvoldoende betrouwbaar om onze redenering op te baseren]* ervan wordt uitgegaan dat teer 0,5% PAK10 bevat en dat asfalt gemiddeld 5% bindmiddel bevat. Dit zou betekenen dat teerhoudend asfalt circa 250 mg PAK10 /kg bevat, hetgeen redelijk overeenkomt met de analyses van de asfaltmonsters. In de literatuur worden ook gehalten genoemd van 5000 mg PAK16 / kg teerhoudend asfalt (Kumpiene et al, 2021). Dit zou erop duiden dat aan asfalt ook teer is toegevoegd met hogere PAK gehalten
- Als inderdaad in de praktijk teer met 0,5% PAK10 /kg aan asfalt wordt toegevoegd dan betekend dit dat pitch, zoals CTPHT, of teer dat door KIWA als standaard wordt gebruikt, maar een klein onderdeel vormt van het teer dat in asfalt wordt gebruikt.
- De relatieve verhouding van de verschillende PAKs tov totaal PAK 10 in de *twee* asfaltmonsters *waarover de ILT heeft bericht* komt ~~wel~~ redelijk overeen met de samenstelling van het KIWA/~~KAOC~~ monster. (zie *bijgevoegde* tabel). In beide gevallen is het percentage B[a]P tov

van totaal PAK 10 circa 4%. Als dit percentage wordt genomen voor teer met 0,5% PAK10 /kg teer (= 5000 mg PAK10 /kg teer) dan is de concentratie B[a]P circa 200 mg / kg teer. Dit ligt boven de 50 mg/kg waarbij teerproducten volgens CLP moeten worden geclassificeerd. *De formulering van deze bullet vind ik niet duidelijk; beter herschrijven zodat lezer het verband ziet met de vraag (i) met hoeveel teer 50 mg BaP overeenkomt en (ii) met hoeveel teer 75 mg PAK10 overeenkomt.*

- Uitgaande van teer met 0,5% PAK10 komt een concentratie van 75 mg PAK10 /kg in asfalt overeen met 15 g teer, hetgeen veel meer is dan de norm van 1000 mg teer /kg. Als in asfalt een concentratie B[a]P van 50 mg/kg zou worden gemeten dan zou dit overeenkomen met 250 g teer. *Idem*
- We zouden eventueel nog kunnen noemen dat indien we zouden aannemen dat teer met een samenstelling conform het KIWA monster de enige relevante fractie is dat in teerhoudend asfalt aanwezig is een concentratie van 75 mg PAK10 /kg in asfalt zou overeenkomen met een 0,7 g teer /kg, hetgeen nog steeds rond de norm ligt. Een concentratie van 50 mg B[a]P/kg in asfalt zou overeenkomen met 11 g teer/kg, hetgeen een factor 10 boven de norm van 1000 mg teer/kg ligt. Als we uitgaan van CTPHT binder dan komt een concentratie van 75 mg PAK10 /kg in asfalt overeenkomen met een 1,1 g teer/kg en 50 mg B[a]P/kg met 5 g teer/kg

Groet, 5.1.2.e

5.1.2.e

From: 5.1.2.e

Sent: vrijdag 2 september 2022 16:30

To: 5.1.2.e - DGMI' 5.1.2.e @minienw.nl>

Subject: FW: koolteer van KIWA/KOAC representatief?

Ha 5.1.2.e,

Ik heb nog geen reactie van 5.1.2.e gekregen. Ik heb gisteren aan het eind van de middag nog geprobeerd contact met haar te krijgen, maar dat is helaas niet gelukt. Ik heb begrepen dat ze vandaag niet werkt. Ik heb nog wel contact gehad met 5.1.2.e. Hij gaf aan dat het lastig is om analyses van koolteer te vinden en kon in zijn archief ook niet direct iets vinden. Hij stuurde mij nog wel de onderstaande analyse van een teerhoudende dakbedekking. Op basis hiervan zou 50 mg/kg benzo(a)pyreen overeenkomen met 1790 mg/kg totaal 10 VROM. Deze resultaten zijn gerapporteerd in SGS INTRON rapport A887450/R20160265a van 31-10-2016 voor Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving.

Ik zou voor de analyses die ik van 5.1.2.e heb gekregen dezelfde redeneerlijn willen volgen. In deze twee monsters werd 360 en 340 mg PAK 10 /kg gemeten met een concentratie B[a]P van respectievelijk 28 en 17 mg/kg. Omgerekend naar 50 mg B[a]P/kg zou dit overeenkomen met 643 en 1000 mg PAK 10/kg. Dit laatste getal is dus op basis van PAK10 al te hoog. Voor totaal koolteer kom je obv de KIWA / KOAC analyse voor beide monsters veel hoger uit.

Ervan uitgaande dat we de analyse van KIWA / KOAC krijgen, zou ik willen redeneren dat we op basis hiervan wel eens waar niet hard kunnen maken dat 75 mg PAK10 /kg overeenkomt met 1000 mg koolteer/kg, maar deze waarde wel wordt benaderd. Het monster dat KIWA / KOAC gebruikt is ook maar een voorbeeld van wat er in koolteer kan zitten. Koolteer is een UVCB waar de concentratie van de individuele componenten kan variëren. Het is in ieder geval wel zeer aannemelijk dat de twee monsters waarvan 5.1.2.e mij de analyses heeft gegeven obv de KIWA / KOAC analyses meer dan 1000 mg koolteer moeten hebben bevat. Zoals jij mij al aangaf laat het Intron rapport zien dat er een soort scheiding zit tussen asfalt < 75 – 100 mg PAK10 /kg en > 250 mg PAK 10/kg. Het is dus aannemelijk dat teerhoudend asfalt meestal meer dan 250 mg PAK 10/kg bevat. Ik denk dat we obv

het KIWA / KOAC monster kunnen aannemen dat teerhoudend asfalt dus meer dan 1000 mg koolteer moet bevatten.

Ik hoop dat dit voldoende zal zijn en dat ik dit als zodanig naar jou en 5.1.2.e kan rapporteren. Ik moet alleen nog nagaan of dit officieel in een briefrapport moet of dat een mail kan volstaan.

Analyse	Eenheid	52
PAK in bitumineuze materialen		
Naftaleen	mg/kg	467
Fenantreen	mg/kg	7654
Antraceen	mg/kg	924
Fluorantheen	mg/kg	3897
Benzo(a)anthraceen	mg/kg	924
Chryseen	mg/kg	736
Benzo(k)fluoranteen	mg/kg	388
Benzo(a)pyreen	mg/kg	447
Benzo(ghi)peryleen	mg/kg	169
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	mg/kg	219
Totaal 10 VROM	mg/kg	16000

Groet, 5.1.2.e

5.1.2.e

Buiten reikwijdte

Buiten reikwijdte

Buiten reikwijdte

Inleiding

Sinds 7 oktober 2021 is een regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Waterstaat van kracht (IENW/BSK-2021/256931) waarin de regeling Europese afvalstoffenlijst en de Activiteitenregeling milieubeheer zijn gewijzigd om teerhoudend asfalt aan te merken als gevaarlijk afval is gewijzigd. In deze regeling is vastgelegd dat asfaltproducten als een gevaarlijke afvalstof wordt gezien als deze meer dan 75 mg/kg bevatten van een totale som aan tien PAK's, genoemd in bijlage A, tabel 2, van de Regeling bodemkwaliteit, aangeduid als PAK10. Deze regeling van 7 oktober 2021 veronderstelt dat een gehalte PAK10 van 75 mg/kg een indicator is voor een gehalte koolteer van 1.000 mg/kg (0,1%). De regeling stelt geeft aan dat aan koolteer onder het Europese stoffenbeleid is ingedeeld in de gevaar klasse eigenschap 'kankerverwekkend' (carcinogeen) toegekend is, onder de zogeheten categorie code 1A. Feitelijk moet dit overigens zijn categorie 1B. Een afvalstof die een stof met de eigenschap kankerverwekkend 1A of 1B bevat in een gehalte hoger dan 1.000 mg/kg (0,1%), moet volgens bijlage III van Richtlijn 2008/98/EG, de Kaderrichtlijn afvalstoffen (KRA), aangemerkt worden als gevaarlijk afval wegens gevaareigenschap HP 7.

Momenteel kan teerhoudend asfalt onder de noemer van niet-gevaarlijke afvalstof met een zogeheten groene-lijstprocedure onder de Europese Verordening voor overbrenging van afvalstoffen (EVOA) geëxporteerd worden, om in het land van bestemming te worden toegepast in nieuw asfalt, zonder voorafgaande thermische reiniging. De EVOA staat export van vrijgekomen asfalt als groene-lijstafvalstof toe als het gehalte van de PAK benzo(a)pyreen lager is dan 50 mg/kg. Diezelfde grenswaarde geldt in de EU-wetgeving voor classificatie als gevaarlijk afval. Het asfalt dat in Nederland gescheiden wordt ingezameld met de kwalificatie 'teerhoudend', om te worden afgevoerd naar een installatie voor thermische reiniging, blijft meestal onder de Europese norm. Die beschermt daarom volgens Nederland onvoldoende tegen de risico's van PAK's voor de menselijke gezondheid en het milieu.

Om deze regeling verder te onderbouwen is het RIVM het volgende gevraagd

1. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt?
2. Hoe goed is de grenswaarde 50 mg B[a]P per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt?
3. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt om teer-gebonden asfalt te onderscheiden van bitumen-gebonden asfalt?

Voor het beantwoorden van deze vragen is het van belang te weten wat de samenstelling is van het teer dat aan teerhoudend asfalt is toegevoegd. Het RIVM heeft hier de informatie over kunnen vinden.

In de IARC monograaf 35 (1985) met betrekking tot Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soot staat dat road tar, dat als bindmiddel gebruikt werd voor wegconstructies, bestond uit een mengsel van pitch, creosoot olie, licht anthraceen olie en zwaar anthraceen olie. De samenstelling van elk van deze componenten kan verschillen, afhankelijk van het destillatieproces. Al deze stoffen zijn volgens de CLP verordening geclassificeerd als carcinogeen categorie 1A of 1B (tenzij ze minder dan 50 mg B[a]P/kg bevatten).

In een Intron-rapport van SGS Intron over de gevoelige en betrouwbare procedure van de PAK detector (5.1.2.e) staat dat op basis van mondelinge informatie van KOAC ervan wordt uitgegaan dat het bindmiddel teer in asfalt ongeveer 0,5% PAK10 bevat (= 5000 mg PAK10/kg) en dat asfalt gemiddeld 5% van dit bindmiddel bevat. In de Richtlijn herstel en beheer (water)bodemkwaliteit wordt eveneens genoemd dat als

Met opmerkingen 5.1.2.e: Het gaat hier niet op een stelling maar een feit

Met opmerkingen 5.1.2.e: Tot mijn schrik zag ik dat in de CLP aan alle soorten coal tar de gevaareigenschap carcinogeen 1B is toegekend, niet 1A. Vervelend foutje in de toelichting van de regeling, maar uiteindelijk maakt het voor onze redenerlijn niet uit.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Als "licht" betrekking heeft op "olie" moet het "lichte" zijn; dan ook "zware" i.p.v. "zwaar".

Met opmerkingen 5.1.2.e: Graag een formele verwijzing (in voetnoot)

Met opmerkingen 5.1.2.e: Wat bedoel je met dit vraagteken?

Met opmerkingen 5.1.2.e: Ik denk dat het rapport dit bedoelt; lees jij het rapport ook zo?

Met opmerkingen 5.1.2.e: Het kan volgens mij niet anders of het rapport bedoelt hier PAK10. Jij gaat daar kennelijk ook van uit, gezien je berekening van de 250 mg PAK10 per kg, hieronder.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Formele verwijzing geven, in voetnoot

teer het bindmiddel in asfalt is de concentratie eerder in de orde van procenten aanwezig is dan van tienden van procenten. Op basis van de 5% teer met 0,5% PAK10 zou teerhoudend asfalt circa 250 mg PAK10 /kg moeten bevatten ($= 5000 \text{ mg/kg} * 0,05$). Hetzelfde rapport van SGS Intron laat een groot aantal meetwaarden zien van asfaltmonsters, deels asfalt met teer als bindmiddel, deels asfalt met bitumen als bindmiddel (teervrij). Voor de eerste groep worden PAK10 gehalten van 250 mg per kg en hoger gemeten. Deze concentratie 250 mg per kg komt redelijk overeen met is ook van dezelfde grootte-orde als de meetgegevens analyses van asfaltmonsters die door de ILT zijn aangeleverd, waarin een gehalten van 336 en 433 mg PAK10/kg werden gemeten (zie bijgevoegd tabel). De mondelinge mededeling van KIWA/KAOC lijkt dus plausibel. Waar meer dan 250 mg PAK10 per kg is gemeten. Mogelijk heeft hier mogelijk iets meer bindmiddel in het asfalt gezeten of was de concentratie PAK in het teer bindmiddel iets hoger. Voor de beantwoording van de vragen is derhalve aangenomen dat het teer toegevoegd aan asfalt 0,5% PAK10 bevat.

Antwoord op de vraag 1: Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt (0.1%)?

Bij een PAK 10 gehalte van 0,5% in teer zal een concentratie van 75 mg PAK10 in asfalt overeenkomen met 1,5% teer bindmiddel ($= 75 / 5000 * 1000$). Het bindmiddel bestaat echter slechts voor een deel uit koolteer, de rest is olie. Hetgeen een factor 15 hoger is dan de grenswaarde van 1000 mg teer per kg asfalt.

KIWA/KAOC heeft ook metingen van PAK10 in puur koolteer gedaan. Ook [literatuur-verwijzing] geeft waarden voor een reeks PAK in twee typen koolteer. Uit deze metingen volgt dat de tien PAK van de groep PAK10 samen rond de 10% uitmaken van koolteer en dat de PAK BaP ca. 0,4% uitmaakt van koolteer.

⇒ 75 mg PAK10 komt overeen met 750 mg koolteer

⇒ 50 mg BaP komt overeen met 12.500 mg koolteer

⇒ **Antwoord op de vragen 1 en 2:**

75 mg PAK10 is een veel betere indicatie van 1000 mg koolteer dan 50 mg BaP. De BaP norm is onvoldoende gevoelig om een koolteer gehalte van 1000 mg per kg aan te tonen.

Antwoord op vraag 2: Hoe goed is de grenswaarde 50 mg B[a]P per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt?

De relatieve verhouding van B[a]P ten opzichte van totaal PAK 10 is in beide asfaltmonsters redelijk vergelijkbaar (5,1 en 6,5%) met een gemiddelde van 5,7%. Wanneer wordt verondersteld dat dit percentage aanwezig is in het teer dat als bindmiddel aan asfalt wordt toegevoegd dan is bij een concentratie van 5000 mg PAK 10 per kg teer (0,5%, zie boven) de concentratie B[a]P circa 285 mg / kg teer. Een concentratie van 50 mg BaP in asfalt zal dan overeenkomen met 17,5% teer en ligt dus ver een factor 175 boven de grenswaarde van 1000 mg teer per kg asfalt (0,1%). Hierbij moet tevens worden opgemerkt dat de geschatte concentratie B[a]P in teer veel hoger is dan 50 mg/kg waarbij teerproducten volgens CLP moeten worden geclassificeerd met categorie carc 1A of 1B.

Antwoord op vraag 3: Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt om teer-gebonden asfalt te onderscheiden van bitumen-gebonden asfalt?

Wanneer 0.1% teer als afkapgrens wordt gebruikt voor het onderscheid tussen teer-gebonden asfalt en bitumen-gebonden asfalt, dan is een concentratie van 75 mg PAK 10 /kg asfalt eerder te hoog dan te laag om dit onderscheid te maken.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Deze aanname is m.i. niet nodig om de vragen te beantwoorden. Een "aanname" is geen sterke basis voor ons betoogt. Helemaal niet omdat hij primair op een (door Intron beweerde) mondelinge mededeling berust. "Waarom heeft u dit niet nagevraagd bij KIWA/KAOC zelf?", is de vraag die we kunnen verwachten.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Dit zou betekenen dat ook 75 mg PAK10 een veel te weinig gevoelige grenswaarde is om 1000 mg teer aan te tonen. De volgens KIWA/KAOC aan te nemen 0,5% PAK10 geldt voor road tar, een bindmiddel bestaande coal tar verdund met met (veel) olie. De vraag is of 75 mg PAK10 een redelijke indicatie is van 1000 mg coal tar.

Met opmerkingen 5.1.2.e: 4% van 10% = 0,4%
Uit de analyses van twee monsters die de ILT heeft overgelegd volgt 5,9% van 10 % = ca. 0,6%, zelfde grootte-orde.

Met opmerkingen 5.1.2.e: We moeten de redenering niet alleen baseren op de twee analyses die ILT heeft aangeleverd. Daarmee staan we niet sterk genoeg.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Dit verschil is enorm maar het gaat hier om het bindmiddel road tar, niet om koolteer.

	CTPHT impreg mg/kg	ratio tov totaal	CTPHT binder mg/kg	ratio tov totaal	KIWA / KOAC mg/kg	ratio tov totaal	asfalt 1 mg/kg	ratio tov totaal	asfalt 2 mg/kg	ratio tov totaal
naphtalene					9967	0,09	17	0,05	2,6	0,01
Phenanthrene	3874	0,04	6299	0,09	43000	0,37	100	0,30	76	0,18
Anthracene	737	0,01	1311	0,02	3733	0,03	19	0,06	34	0,08
Fluoranthene	17389	0,19	10789	0,16	38000	0,33	100	0,30	130	0,30
Benz(a)anthracene	15008	0,16	7715	0,11	5367	0,05	29	0,09	41	0,09
Chrysene	14041	0,15	8053	0,12	3733	0,03	27	0,08	48	0,11
Benzo(k)fluoranthene	8704	0,09	6065	0,09	1967	0,02	9,7	0,03	50	0,12
Benzo(a)pyrene	12924	0,14	10021	0,15	4467	0,04	17	0,05	28	0,06
Benzo(ghi)perylene	9945	0,11	8664	0,13	2133	0,02	8,8	0,03	9,6	0,02
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	11106	0,12	9061	0,13	2400	0,02	8,9	0,03	14	0,03
Total	93728		67978		114766,7		336,4		433,2	
pek gehalte bij 50 mg B[a]P/kg	3869		4990		11194					
pek gehalte bij 75 mg PAK10	800		1103		653					

Van: 5.1.2.e - DGMI
Aan: 5.1.2.e "
Onderwerp: RE: teer in asfalt
Datum: maandag 19 september 2022 12:50:00
Bijlagen: [beantwoording vragen I&W_ILT_190922.docx](#)

Hoi 5.1.2.e,
 Je hebt vraag 1 en 2 in de beantwoording omgedraaid. Het eerste antwoord betreft 50 BaP. Dat lijkt de me juiste volgorde: eerst 50 Bap, daarna 75 PAK10.
 Vraag 3 vraagt m.i. een ander antwoord. Ik heb een voorstel gedaan, hoor graag of je dit in wetenschappelijk opzicht niet kunt steunen en waarom niet. Vraag 3 weglaten kan ook.
 Tenslotte is hij niet door 5.1.2.e gesteld.
 Verder kleine redactionele puntjes.
 Groeten,
 5.1.2.e

Van: 5.1.2.e

Verzonden: maandag 19 september 2022 10:09

Aan: 5.1.2.e - DGMI

Onderwerp: teer in asfalt

Ha 5.1.2.e,

Ik heb de notitie aangepast in de hoop dat de gedachtenlijn beter te volgen is. Laat maar weten wat je hiervan vindt.

Ik blijf nog steeds worstelen met wat er in de Technische richtsnoeren voor de indeling van afvalstoffen (2018/C 124/01) staat. Hierin staat het volgende:

Koolteer en de destillaten daarvan (bv. teeroliën) kunnen kankerverwekkende eigenschappen bezitten. Als de concentratie van dergelijke materialen gelijk is aan of groter is dan 0,1 %, zou de afvalstof de gevaarlijke eigenschap HP 7 „Kankerverwekkend” hebben (zie deel 3.7).

Bij het testen van afvalstoffen wordt het gehalte aan koolteer meestal niet bepaald.

Merk op dat in tabel 3 van deel 3 van bijlage VI bij de CLP-verordening benzo[a]pyreen wordt gebruikt als merkstof voor kankerverwekkendheid voor bepaalde rubrieken voor koolteer waarbij de concentratie benzo[a]pyreen gelijk is aan of groter is dan 50 ppm (mg/kg).

Bij bemonstering van asfaltbeton moet ervoor worden gezorgd dat lagen met verschillende concentraties benzo[a]pyreen naar behoren en representatief worden beoordeeld

De twee laatste alinea's worden door de recyclers geïnterpreteerd dat asfalt conform CLP als een teerproduct moet worden gezien dat niet meer dan 50 mg/kg B[a]P mag bevatten. Dit strookt niet met de regel dat asfalt niet meer dan 0.1% teer mag bevatten waarin meer dan 50 mg B[a]P/kg zit.

Ik heb de referenties die ik in mijn notitie heb genoemd, toegevoegd + 2018/C 124/01

Groet, 5.1.2.e

5.1.2.e

Inleiding

Sinds 7 oktober 2021 is een regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Waterstaat van kracht (IENW/BSK-2021/256931) waarin de regeling Europese afvalstoffenlijst en de Activiteitenregeling milieubeheer om teerhoudend asfalt aan te merken als gevaarlijk afval is gewijzigd. In deze regeling is vastgelegd dat asfaltproducten als een gevaarlijke afvalstof worden gezien als deze meer dan 75 mg/kg bevatten van een totale som aan tien PAK's ("PAK10"), genoemd in bijlage A, tabel 2, van de Regeling bodemkwaliteit. Deze regeling veronderstelt dat een gehalte PAK10 van 75 mg/kg een indicator is voor een gehalte koolteer van 1.000 mg/kg (0,1%). De regeling stelt geeft aan dat koolteer onder het Europese stoffenbeleid is ingedeeld in de gevaarklasse 'kankerverwekkend' (carcinogeen) onder de zogeheten categoriecode 1A. Een afvalstof die een stof met de eigenschap kankerverwekkend 1A bevat in een gehalte hoger dan 1.000 mg/kg (0,1%), moet volgens bijlage III van Richtlijn 2008/98/EG, de Kaderrichtlijn afvalstoffen (KRA), aangemerkt worden als gevaarlijk afval wegens gevaareigenschap HP 7.

Momenteel kan teerhoudend asfalt onder de noemer van niet-gevaarlijke afvalstof met een zogeheten groene-lijstprocedure onder de Europese Verordening voor overbrenging van afvalstoffen (EVOA) geëxporteerd worden, om in het land van bestemming te worden toegepast in nieuw asfalt, zonder de in Nederland voorgeschreven voorafgaande thermische reiniging. De EVOA staat export van vrijgekomen asfalt als groene-lijstafvalstof toe als het gehalte van de PAK benzo(a)pyreen (hierna: B[a]P) lager is dan 50 mg/kg. Diezelfde grenswaarde geldt in de EU-wetgeving voor classificatie als gevaarlijk afval. Het asfalt dat in Nederland gescheiden wordt ingezameld met de kwalificatie 'teerhoudend', om te worden afgevoerd naar een installatie voor thermische reiniging, blijft meestal onder de Europese norm. Dit beschermt daarom volgens Nederland onvoldoende tegen de risico's van PAK's voor de menselijke gezondheid en het milieu.

Om deze regeling verder te onderbouwen is het RIVM het volgende gevraagd

1. Hoe goed is de grenswaarde 50 mg B[a]P per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt?

~~2.~~ Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt?

~~2.1.~~ Hoe goed is de grenswaarde 50 mg B[a]P per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt?

3. Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt om teer-gebonden asfalt te onderscheiden van bitumen-gebonden asfalt?

Antwoord op vraag 1: Hoe goed is de grenswaarde 50 mg B[a]P per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt?

Indien 50 mg B[a]P per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt zou dienen dan zou het teer, dat aan asfalt wordt toegevoegd, 5% B[a]P moeten bevatten.

Op basis van de beschikbare informatie is zo'n hoge concentratie B[a]P in koolteer niet aanwezig. In "coal tar pitch high temperature" dat als binder in wegconstructies werd gebruikt is de concentratie B[a]P niet hoger dan 1%. In een koolteermonster dat door KIWA / KOAC als standaard wordt gebruikt is het percentage 0,4%. In analyses van "coal tar pitch" door Brown et al (2006) en Machado et al. (1993) is het percentage B[a]P niet hoger dan 1,8%.

De IARC monograaf 35 (1985) met betrekking tot Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soot vermeldt dat "road tar", dat gebruikt werd voor wegconstructies, bestond uit een mengsel van "pitch", creosoot olie, licht anthraceen olie

Met opmerkingen 5.1.2.e Het betreft hier toch geen stelling? De indeling van koolteer als carc. 1A (of 1B) is een gegeven.

Met opmerkingen 5.1.2.e Ik stel voor om bij zo'n Engelse term aanhalingstekens te gebruiken

Met opmerkingen 5.1.2.e: Verwijzen naar brondocument

Met opmerkingen 5.1.2.e: Verwijzen naar brondocument (of correspondentie met KIWA/KAOC)

en zwaar anthraceen olie. Aannemende dat van deze componenten "pitch" de hoogste concentratie B[a]P bevat, zal in de praktijk de concentratie B[a]P in het teermengsel lager dan 1% moeten zijn geweest.

~~Dit betekent uit bovenstaande gegevens volgt dat bij een grenswaarde gehalte van 50 mg B[a]P veel meer dan 1000 mg koolteer per kg asfalt aanwezig is en dat 50 mg B[a]P hiervoor dus geen goede indicator is voor 1000 mg koolteer.~~

Antwoord op de vraag 2: Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 mg koolteer per kg asfalt (0.1%)?

Indien 75 mg PAK10 per kg asfalt als indicator voor 1000 koolteer per kg asfalt zou dienen dan zou het teer, dat aan asfalt wordt toegevoegd, 7,5% PAK10 moeten bevatten.

In "coal tar pitch high temperature" dat als binder in wegconstructies werd gebruikt is het percentage PAK10 6,8%. In een koolteermonster dat door KIWA / KOAC als standaard wordt gebruikt is het percentage 11,5%. In analyses van coal tar pitch uitgevoerd door Machado et al. (1993) en Brown et al (2006) is het hoogste percentage PAK 10, respectievelijk 20 en 13%. Aannemende dat in de praktijk het percentage PAK 10 in teer ~~tussen deze binnen dit bereik van~~ waarden in zal hebben gelegen, is een grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt een redelijk goede indicatie voor 1000 mg koolteer per kg asfalt.

Hierbij moet wederom worden opgemerkt dat in de praktijk "coal tar pitch" met andere teer componenten werd gemengd alvorens het aan asfalt werd toegevoegd. Het PAK10 gehalte in dit teermengsel kan daarom ook lager zijn geweest. ~~en Daarom geeft een grenswaarde van 75 mg PAK10 per kg eerder een onderschatting dan een overschatting van het teergehalte in asfalt.~~

In een Intron-rapport van SGS Intron over onderzoek naar de gevoeligheid en betrouwbaarheidre-procedure van de PAK detector (5.1.2.e ,? [jaar]) staat dat op basis van mondelinge informatie van KOAC ervan wordt uitgegaan dat teer 0,5% PAK10 bevat (= 5000 mg PAK10/kg). ~~Dit is aanmerkelijk lager dan de hierboven genoemde percentages. Met "teer" wordt hier dus waarschijnlijk het mengsel van "coal tar pitch" met de relatief PAK10-arme oliën bedoeld. Bij dit percentage zal zou een concentratie van 75 mg PAK10 in asfalt overeenkomen met 1,5% teer, 15.000 mg per kg asfalt (= 75 / 5000 * 1000,000), hetgeen een factor 15 hoger is dan de grenswaarde van 1000 mg teer per kg asfalt. Het kan echter niet worden geverifieerd dat deze aanname juist is. Het gaat hier zoals gezegd slechts ten dele om "coal tar pitch"; de rest van de 15.000 mg betreft de bijgemengde oliën.~~

Antwoord op vraag 3: Hoe goed is de grenswaarde 75 mg PAK10 per kg asfalt om teer-gebonden asfalt te onderscheiden van bitumen-gebonden asfalt?

~~In een rapport van SGS Intron over onderzoek naar de gevoeligheid en betrouwbaarheid van de PAK detector (5.1.2.e [jaar]) worden metingen van PAK10 in een groot aantal asfalt monsters getoond, deels teer-gebonden, deels bitumen-gebonden asfalt (bitumen wordt als bindmiddel gebruikt sinds met teer is gestopt). De meetwaarden zijn te onderscheiden in groep 75 mg PAK10 per kg asfalt of lager en een groep 250 mg PAK10 per kg asfalt en hoger. Weinig meetwaarden zitten tussen de 75 en 250 mg. Een plausibele conclusie is hiermee dat overschrijding van de grens 75 mg PAK10 per kg op teer-gebonden asfalt duidt.~~

~~Wanneer 0.1% (1000 mg per kg asfalt) teer als afkappgrens wordt gebruikt voor het onderscheid tussen teer gebonden asfalt en bitumen gebonden asfalt, dan is een concentratie van 75 mg PAK 10 /kg asfalt eerder te hoog dan te laag dan de hoge kant~~

Met opmerkingen 5.1.2.e: De lezer kan denken dat je hiermee alleen naar de IARC monograaf verwijst, maar je doelt ook op de voorgaande alinea's.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Verwijzen naar bronndocument

Met opmerkingen 5.1.2.e: idem

Met opmerkingen 5.1.2.e: Volgens 5.1.2. is dit gehalte veel te laag. Ik weet daarom niet of we dit ook moeten vermelden

Met opmerkingen 5.1.2.e: Als je dit laat staan, moet er m.i. extra toelichting bij, zie mijn voorstel hiernaast. Maar omdat het de conclusie "redelijke indicator" niet verandert kun je deze mededeling in het Intron rapport ook helemaal weglaten.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Niet spreken over "de gevoelige en betrouwbare procedure detector", want ook dit wordt door IBAS betwist en hier moet RIVM dus geen vooringenomenheid suggereren. Zie mijn tekstvoorstel.

Met opmerkingen 5.1.2.e: Dit lijkt me de redenering. Kun je dit in wetenschappelijk opzicht niet steunen?

Met opmerkingen 5.1.2.e: Lijkt me geen gebruikelijke wetenschappelijke term

Met opmerkingen 5.1.2.e: "te" hoog impliceert "niet goed", dat kan verwarrend werken; daarom voorstel voor andere formulering, zie voorstel hiernaast

| ~~dan aan de lage kant~~ om dit onderscheid te maken.

