

PCB'S IN HET NEDERLANDSE MILIEU



Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

218758

	pag.
<u>INDEX</u>	
AFKORTINGEN	(iv)
TEN GELEIDE	(vi)
VERANTWOORDING	(vii)
1. KARAKTERISERING VAN DE EIGENSCHAPPEN EN TOEPASSINGEN VAN PCB'S	1
1.1. Inleiding	1
1.2. Chemische en fysische eigenschappen	1
1.3. Analysemethoden	6
1.3.1. Gaschromatografie op een gepakte kolom gevolgd door patroonherkenning	6
1.3.2. Conversie naar bifenyl	7
1.3.3. Conversie naar decachloorbifenyl (DCB)	7
1.3.4. Bepaling van individuele chloorbifenylen	8
1.3.5. Conclusies	9
1.4. Produktie en bijproduktie	10
1.5. Toepassingen	13
1.5.1. Inleiding	13
1.5.2. Nederlandse situatie	13
1.5.2.1. Inleiding	13
1.5.2.2. Transformatoren	14
1.5.2.3. Grote condensatoren	15
1.5.2.4. Kleine condensatoren	15
1.5.2.5. Overige produkten	16
1.6. Beleid	17
1.6.1. Internationaal beleid	17
1.6.1.1. OESO	17
1.6.1.2. Europese Gemeenschappen	17
1.6.1.3. Internationale Rijncommissie	19
1.6.1.4. Verdrag van Parijs	19
1.6.1.5. Verdrag van Oslo	20
1.6.2. Nederlands beleid	20
2. BIOLOGISCHE EFFECTEN	23
2.1. Inleiding	23
2.2. Ecotoxiciteit	24
2.3. Aquatische toxicologische aspecten	26
2.4. Humane toxicologische aspecten	27
2.4.1. Blootstelling	27
2.4.2. Gedrag in het lichaam	28
2.4.3. Effecten	32
2.4.3.1. Inleiding	32
2.4.3.2. Acute toxiciteit	33
2.4.3.3. Subacute/subchronische toxiciteit	33
2.4.3.4. Chronische toxiciteit/carcinogeniteit	33
2.4.3.5. Genetische toxiciteit	34
2.4.3.6. Reproductie toxiciteit	34
2.4.3.7. Immun toxiciteit	34
2.4.3.8. Menselijke epidemiologie	35
2.5. Samenvatting	35

	pag.
3. AFVAL	37
3.1. Inleiding	37
3.2. PCB's in afvalstoffen	37
3.2.1. Industrieel afval	37
3.2.1.1. Transformatoren en condensatoren	37
3.2.1.2. Afgewerkte olie	38
3.2.1.3. Chemisch afval	39
3.2.2. Huishoudelijk afval	39
3.2.2.1. Vast huishoudelijk afval	39
3.2.2.2. Rioolwater	41
3.2.2.3. Zuiveringsslib	42
3.2.3. Baggerspecie	43
3.2.3.1. Inleiding	43
3.2.3.2. Voorkomen PCB's in baggerspecie	44
3.2.4. Overzicht	46
3.3. Verwerking van PCB's	47
3.3.1. Inleiding	47
3.3.2. Verbranden	47
3.3.3. Storten	48
3.3.4. Chemische destructie	48
3.4. Conclusies	48
4. WATER	50
4.1. Inleiding	50
4.2. Interpretatie en toetsing van waterkwaliteitsgegevens	50
4.2.1. Interpretatie	50
4.2.2. Toetsing	52
4.3. De Rijn	52
4.4. De Maas	56
4.5. Overige binnenwateren	58
4.6. De Waddenzee	61
4.7. De Noordzee	64
4.8. Monitoring met behulp van organismen	67
4.9. Conclusies	74
5. LUCHT	75
5.1. Inleiding	75
5.2. PCB's in lucht	76
5.3. PCB's in neerslag	77
5.4. Conclusies	79
6. BODEM	80
6.1. Inleiding	80
6.2. PCB's in de bodem	80
6.3. PCB's in het grondwater	82
6.4. Opname van PCB's uit grond door gewassen	82
6.5. Omzetting van PCB's in grond	84
6.5.1. Inleiding	84
6.5.2. Microbiële afbraak van PCB's in de grond	84
6.6. Conclusies	87

	pag.
7. VOEDING	88
7.1. Inleiding	88
7.2. Visserijprodukten	89
7.3. Dierlijke produkten	91
7.4. Plantaardige produkten	95
7.5. Drinkwater	95
7.6. Het totale voedselpakket	95
7.7. Normstelling	98
7.8. Conclusies	101
8. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	103
LITERATUUR	106
BIJLAGE I: Nummering van PCB-congeneren volgens IUPAC-regels	119
BIJLAGE II: Lijst van chemicaliën en componenten die een grote kans op PCB-verontreiniging hebben (Cristol-rating)	120

AFKORTINGEN

ADI	acceptable daily intake (opnamenorm)
C	koolstof (element)
Cl	chlloor (element)
DCB	decachloorbifenyl (volledig gechlloreerd bifenyl)
DDT	dichloordifenyltrichloorethaan (pesticide)
d.s.	droge stof
ECD	electron capture detector (voor GC)
EPA	Environmental Protection Agency (Amerikaanse Milieudienst)
GC	gaschromatografie
IMG-TNO	Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek van de Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
IMP	Indicatief Meerjaren Programma
ITAL	Instituut voor Toepassing van Atoomenergie in de Landbouw
IUPAC	International Union for Pure and Applied Chemistry
IVM	Instituut voor Milieuvraagstukken
IWT	Internationaal Water Tribunaal
K _{OC}	verdelingsconstante organisch koolstof - water
K _{OW}	verdelingsconstante octanol - water
K _S	verdelingsconstante stof - water
KIWA	Keuringsinstituut voor Waterleiding Artikelen
KNMI	Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut
LAC	Landbouwadviescommissie
LD ₅₀	(lethale) dosis waarbij 50% van de proefdieren sterft
L & V	Ministerie van Landbouw en Visserij
MIVEOS	Microverontreinigingen in water, organismen en sedimenten
MS	massaspectrometrie
n	aantal waarnemingen
NEL	nc-effect level (toxicologische norm)
Org. C	organisch (gebonden) koolstof
OESO	Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling
PCB	polychloorbifenyl
PCDD	polychloordibenzodioxine
PCDF	polychloordibenzofuraan
PCT	polychloorterfenyl
pH	maat voor de zuurgraad
ppb	parts per billion (= 10 ⁻⁹ = miljardste deel)
ppm	parts per million (= 10 ⁻⁶ = miljoenste deel)

(v)

ppt	parts per trillion (= 10^{-12} = biljoenste deel)
QSAR	quantitative structure-activity relationship (relatie tussen chemische structuur en biologische werking)
RIKILT	Rijks-Kwaliteitsinstituut voor Land- en Tuinbouwprodukten
RIN	Rijksinstituut voor Natuurbeheer
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer
RIVO	Rijksinstituut voor Visserijonderzoek
RIZA	Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
RWZI	rioolwaterzuiveringsinstallatie
Stcrt.	Staatscourant
UV	ultraviolet (licht)
v	variatiecoëfficiënt
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
WCA	Wet Chemische Afvalstoffen
WHO	World Health Organization
WVC	Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur

TEN GELEIDE

In Nederland worden - onder andere - door verschillende rijksinstituten op systematische wijze metingen verricht ter bewaking van de aanwezigheid van schadelijke stoffen in het biologische milieu. De meetprogramma's van deze instituten zijn in de eerste plaats afgestemd op de behoeften van het eigen ministerie en als zodanig op verschillende onderdelen van het milieu gericht. Tussen deze onderdelen (water, bodem, lucht, voedingsmiddelen en organismen) bestaat echter een nauwe onderlinge relatie, waarbij stoffen kunnen overgaan van het ene naar het andere compartiment. Voor een doelmatige bewaking van de situatie dient het milieu daarom als geheel te worden bekeken en moeten de meetprogramma's ook onderling op elkaar worden afgesteld. Teneinde te voorzien in deze behoefte en te komen tot een samenhangend overzicht van de verspreiding van stoffen door het gehele biologische milieu, is door de betrokken ministers (Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur, Landbouw en Visserij, Sociale Zaken en Werkgelegenheid, Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Verkeer en Waterstaat) op 1 november 1974 de Coördinatie-commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen (CCRX) ingesteld.

De commissie vervult haar taak door het verzamelen en jaarlijks rapporteren van de uitkomsten van de metingen die door de samenwerkende instituten (RIVM, RIKILT, RIVO, RIN, RIZA, KNMI en ITAL) in de CCRX worden ingebracht. Met ingang van 1982 heeft de commissie gekozen voor een beknopt jaarverslag waarin een beperkt aantal feitelijke gegevens op overzichtelijke wijze worden gepresenteerd. Hiermee wordt beoogd het jaarverslag toegankelijk te maken voor een breder publiek en het regelmatig opnieuw publiceren van nauwelijks veranderende beschouwingen te vermijden. Voor een diepergaande evaluatie van de beschikbare gegevens is gekozen voor rapportage in de vorm van overzichtsrapporten, waarin eens in de vier à vijf jaar de situatie met betrekking tot één van de stoffen uitvoerig wordt geanalyseerd.

Voor u ligt het rapport over PCB's. Eerdere in deze serie verschenen rapporten betroffen cholinesterase-remmende stoffen, cadmium en kwik. In voorbereiding zijn rapporten voor stikstofverbindingen, ozon, broom, polycyclische aromaten en koper.

Dr. H. Cohen

VERANTWOORDING

Op 19 oktober 1984 ontving het Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM) de opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), Directie Bodem, Water, Stoffen, om ten behoeve van de CCRX het onderhavige PCB-EVALUATIERAPPORT voor te bereiden (contract nr. 361084).

Als projectcoördinator trad op ir. W.J.M. Sprong.

Het onderzoek werd uitgevoerd door dr. H. Aiking en drs. H. Eerens, onder begeleiding van dr. H. Govers.

Het concept-rapport werd besproken op 26 april 1985 in een commissie, bestaande uit dr. W.A. Bruggeman (RIZA), mevr. ir. M. de Haas (L&V), ir. J. van der Kolk (WVC) en ir. W.J.M. Sprong (VROM).

Tijdens het onderzoek werden adviezen versterkt door mevr. drs. M.A.T. Kerkhoff (RIVO), drs. L. Puijker (KIWA), dr. P.J.H. Reijnders (RIN), A.H. Roos (RIKILT), dr. J.G. Vos, drs. R.C.C. Wegman (RIVM), alsmede door drs. J.F. Feenstra, drs. B. van Hattum en drs. P. de Voogt van het IVM. De definitieve tekst van het rapport is uiteindelijk vastgesteld in de plenaire vergadering van de CCRX van 19 juni 1985.

De CCRX dankt alle bovengenoemde personen en instellingen voor hun medewerking bij de totstandkoming van dit rapport.

1. KARAKTERISERING VAN DE EIGENSCHAPPEN EN TOEPASSINGEN VAN PCB'S

1.1. Inleiding

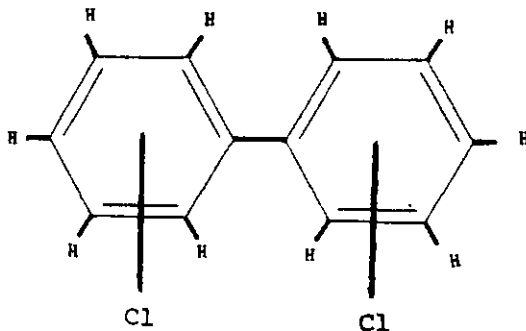
Om de eigenschappen en het voorkomen van PCB's in het milieu te begrijpen worden in dit hoofdstuk enkele algemene aspecten van PCB's behandeld.

Allereerst zullen in paragraaf 1.2. de chemische en fysische eigenschappen van PCB's en PCB-mengsels worden behandeld. Tevens zal hier aan de hand van de eigenschappen van PCB's een indicatie gegeven worden van de te verwachten verdeling van PCB's over de verschillende milieucompartimenten. In paragraaf 1.3. zal ingegaan worden op de verschillende in gebruik zijnde methoden voor analyse van PCB's. Hieraan is met name een aparte paragraaf gewijd omdat de meetresultaten per analysemethode sterk uiteenlopen. Zo blijkt een aantal in het verleden veelvuldig toegepaste analysemethoden systematisch te hoge waarden opgeleverd te hebben. Vervolgens zal in de paragrafen 1.4. en 1.5. ingegaan worden op de produktie, respectievelijk de toepassingen van PCB's. Het beleid en de bestaande wetgeving op het gebied van PCB's zullen in paragraaf 1.6. aan de orde komen.

1.2. Chemische en fysische eigenschappen

Polychloorbifenylen (PCB's) is de verzamelnaam voor 209 verschillende stoffen die met elkaar gemeen hebben dat ze bestaan uit een bifenylskelet (twee verbonden ringen van 6 koolstofatomen met 5 waterstofatomen aan elke ring) waarvan één of meer waterstofatomen zijn vervangen door chlooratomen (zie Fig. 1.1.). De individuele PCB's worden congenere genoemd en zijn volgens afspraak (IUPAC) genummerd van 1 t/m 209 (zie Bijlage I).

Fig. 1.1. Algemene structuur van polychloorbifenylen



PCB's zijn goed bestand tegen hoge temperatuur en druk, vrijwel onbrandbaar, goed oplosbaar in olie en vet, geschikt als diëlektricum, geleiden warmte goed en zijn redelijk bestendig tegen bijtende stoffen.

De produktie van PCB's vindt plaats door bij temperaturen tot 150°C chloorgas te leiden door bifenyl, met ijzer of ijzerchloride (FeCl_3) als katalysator. De chloreringsgraad hangt af van de reactietijd, deze ligt tussen de 12 en 36 uur. Door deze bereidingswijze is het eindprodukt een mengsel van 50-100 PCB-congeneren. Voor sommige PCB-congeneren is het niet waarschijnlijk dat ze tijdens dit produktieproces gevormd worden. In overeenstemming met dit gegeven zijn tot nu toe niet meer dan 182 individuele PCB-congeneren in technische mengsels aangetoond (zie Tabel 1.1.).

Tabel 1.1. Theoretische distributie van chlooratomen over het bifenyl molecuul en de in technische mengsels gevonden congeneren

Aantal chloor- atomen	Theoretisch mogelijk aantal congeneren	Aantal in technische mengsels aangetoonde congeneren
1 (mono-)	3	3
2 (di-)	12	12
3 (tri-)	24	23
4 (tetra-)	42	41
5 (penta-)	46	39
6 (hexa-)	42	31
7 (hepta-)	24	18
8 (octa-)	12	11
9 (nona-)	3	3
10 (deca-)	1	1
Totaal	209	182

Bron: Kimbrough, 1980; Hutzinger et al., 1974; Onuska et al., 1978; Duinker et al., 1983; Ballschmiter et al., 1980; Rapaport, 1984; Bush et al., 1985; Safe et al., 1985

De eigenschappen van het eindprodukt worden sterk bepaald door het gewichtspercentage chloor. De fysische en chemische eigenschappen van de commercieel verkrijgbare mengsels zijn door een groot aantal auteurs beschreven. In Tabel 1.2. staan de eigenschappen van de belangrijkste commerciële mengsels.

Tabel 1.2. Fysische eigenschappen van een aantal technische mengsels

Naam	Uiterlijk	Gemiddeld aantal Cl/ molecuul	Dichtheid bij 100°C (g/cm ³)	Smeltpunt (°C)	Dielektrische Constante bij 20 °C	Dampdruk bij 200°C (mm Hg)	Oplosbaar- heid in water(µg/l)
Aroclor 1221	heldere olie	1,15	1,18		5,8	40	1.500
1242	heldere olie	3	1,38	-19	5,0	10	200-700
1254	lichtgele, viskeuse olie	5	1,54	10	4,3	8	12- 70
1260	lichtgele harspoeder	6-6,3	1,62	31			2,7- 25
Kanechlor 300		3	1,32				147
500		5	1,47				8
600		6-6,3	1,55				2
Pyrolene 3000		3	1,39(20°C)	-23	5,9		
Clophen A30/C	heldere olie	3	1,31	-22	5,9		
A50	heldere, viskeuse olie	5	1,46				
A60	heldere, viskeuse olie	6-6,3	1,54				
Fenclor 42		3	1,38	-19		25-30	
54		5	1,53	11		10	
64		6-6,3	1,63	34		3-4	

Bron: Hutzinger et al., 1974; Durfee et al., 1976; Tatsukawa, 1976; Albro et al., 1977; Brinkman et al., 1976

Om de gewenste viscositeit te bereiken zijn in commerciële mengsels vaak chloorbenzenen bijgemengd. Door de wijze van productie zijn PCB's vaak verontreinigd met de veel giftiger en stabielere polychloordibenzofuranen (PCDF's). Uit Tabel 1.3. blijkt dat het verontreinigingsniveau in de orde van 1 tot 20 ppm ligt.

Tabel 1.3. Concentratie van gechloreerde dibenzofuranen in commerciële PCB-mengsels (mg/kg)

Handelsnaam	Dibenzofuranen			
	tetrachloor	pentachloor	hexachloor	Totaal
Aroclor 1242	0,07-2,3	0,03-2,2	ND.-0,003	0,15-4,5
Aroclor 1254	0,02-0,25	0,2 -3,6	0,4-1,9	0,8 -5,6
Aroclor 1260	0,1 -0,8	0,3 -1,0	0,3-1,1	0,8 -3,8*
Clophen A60	1,4	5,0	2,2	8,4
Clophen T64	0,3	1,7	2,5	5,4*
Phenoclor DP-6	0,7	10,0	2,9	13,6
Prodelec 3010	1,1	0,4	0,1	2,0*
Kanechlor 300				1-1,5
Kanechlor 400	4,0	3,3	0,5	10-18
Kanechlor 600				3-5

* inclusief tri- en heptachloorcongeneren

bron: Barros et al., 1983; Kimbrough, 1980

De fysische en chemische eigenschappen van individuele PCB's zijn veel minder goed bekend. In Tabel 1.4. staan de gegevens van een aantal individuele PCB's. De oplosbaarheid van PCB's in water, een belangrijk gegeven vanuit milieukundig oogpunt, is laag en loopt uiteen van 5 mg/l tot 0,001 mg/l.

Tabel 1.4. Fysische en chemische eigenschappen van 7 voor analytische doeleinden gebruikte PCB's

PCB-congeneer nr.	Smelt-punt (°C)	Oplosbaarheid in water (µg/l)	log K _{ow} *	log K _{tw} **	log K _{oc} ***
28	58	85-260	5,6-5,7	5,5	4,2
52	86	26- 46	5,8-6,3	5,6	5,3
101	77	31	6,1-7,1	5,8	5,7
118	109	22	7,1		6
138	78	-	7,4		
153	104	8,8	6,7-7,8	6,2	6,5
180	110				

- * K_{ow} Octanol-water verdeling
- ** K_{tw} Triolein-water verdeling.
- *** K_{oc} Organisch koolstof-water verdeling

Het voorkomen van PCB's in de verschillende milieucompartimenten kan afgeleid worden uit een aantal fysische gegevens. In Tabel 1.5. staat een eenvoudig model voor de verdeling van een aantal PCB's over Nederland en het Nederlandse deel van de Noordzee gegeven. Hierbij is geen rekening gehouden met absorptie, de mogelijke afbraak van PCB's en is uitgegaan van evenwicht en goede menging. Aan deze voorwaarden zal in de praktijk niet worden voldaan (door bijvoorbeeld sedimentatie zullen de PCB's in de onderste lagen van de onderwaterbodems ingesloten raken en geen rol meer spelen bij het instellen van een evenwicht). Uit het model kan worden afgeleid dat de PCB-congeneren zich verschillend over de verschillende milieucompartimenten zullen verdelen. Zo kan bij dezelfde hoeveelheid van twee in het milieu ingebrachte congeneren de concentratie in het water onderling een faktor 250 verschillen, terwijl de concentratie in vet onderling slechts een faktor 2,5 verschilt.

Tabel 1.5. Eenvoudig model voor de verdeling van PCB's over de verschillende Nederlandse milieucompartmenten****

Compartment	Dimensie (km)	Massa (10 ¹² kg)	PCB-congeneer/mengsel			Verdeling van PCB's (%)		
			1	52	Aroclor 1260	1	52	Aroclor 1260
Atmosfeer**	300x300x10	1.000	62	54	1,6	62	54	1,6
Bodem (gemid. 4% Org.C)	220x220x2.10 ⁻⁴	0,6 (Org.C)	60	80	160	35	45	95
Zout water**	200x200x0,025	1.000	2,5	0,10	0,010	2,5	0,095	0,010
Zoet water**	50x50x0,010	25	3,7	0,15	0,015	0,092	0,004	0,0004
Zeesediment (gemid. 1% Org.C)	200x200x3.10 ⁻⁵	0,018 (Org.C)	40	48	100	0,72	0,86	1,8
Zeevissen (gemid. 10% vet)	10 ⁻⁴ (vet)***		120	120	160	0,011	0,012	0,016
Kd* zout water zoet water			0,25 0,17	0,56 0,36	0,16 0,10	100	100	98
Log K _{OC} *			4,2	5,7	7,0			
Log K _{BCF} *			4,7	6,1	7,2			

* Kd verdelingsconstante voor lucht-water
K_{OC} verdelingsconstante voor organisch koolstof-water
K_{BCF} verdelingsconstante voor vet-water
** Geen rekening is gehouden met het zwevend stof
*** Uitgaande van gemiddeld 1 kg vis per 1000 m³ water
**** Oppervlakte Nederland 41.000 km² waarvan 9% zoet water, oppervlakte Nederlandse deel Noordzee is 57.000 km²

1.3. Analysemethoden

De analyse van PCB's in de verschillende milieucompartimenten is een gecompliceerde zaak. In deze paragraaf zullen de diverse methoden die hiervoor in gebruik zijn worden belicht. Aan het einde van de paragraaf zal worden aangegeven welke methode de voorkeur verdient en de voor- en nadelen die dit met zich meebrengt.

1.3.1. Gaschromatografie op een gepakte kolom gevolgd door patroonherkenning

Methode

Gaschromatografische analyse wordt uitgevoerd op een gepakte kolom. Detectie vindt plaats met behulp van een Electron Capture Detector (ECD). De PCB-pieken in het chromatogram worden vergeleken met de corresponderende pieken in een standaard (meestal een commercieel mengsel). Het aantal pieken dat vergeleken wordt varieert van 1 tot meer dan 10. Soms wordt ook wel het totale oppervlak van de pieken in het chromatogram vergeleken; dit geeft echter minder nauwkeurige resultaten (Sawyer, 1978).

Voor- en nadelen

- De methode is snel uitvoerbaar.
- De methode is routinematig en relatief goedkoop uitvoerbaar.
- Door het beperkt scheidend vermogen van een gepakte kolom kunnen de in het chromatogram zichtbare pieken afkomstig zijn van meerdere PCB's. Deze PCB's hoeven niet hetzelfde aantal chlooratomen te bevatten en zullen dan ook bij dezelfde concentratie aanleiding geven tot een verschillend detektorsignaal.
- De methode blijkt aanleiding te geven tot grote spreiding in de gevonden waarden. Zo werden bij een ringstudie (Uthe et al., 1980) tussen 15 laboratoria voor een monster olie met 1,00 µg/g Aroclor 1254 door de laboratoria gehalten opgegeven tussen de 0,31 en 1,25 µg Aroclor 1254.
- Door onderling verschillende fysische en biologische eigenschappen zullen de PCB's zich in het milieu verschillend gedragen; afbraak, verdamping, bioaccumulatie, etc. zal voor elke congener tot een ander niveau in een bepaald milieucompartiment of voedingsmiddel leiden. Het piekenpatroon zal dan niet of moeizaam vergelijkbaar zijn met het piekenpatroon van een bepaald commercieel mengsel.

- Deze methode kan, hoewel hij onder andere in Amerika nog wordt toegepast, als onvolkomen en verouderd worden beschouwd. De meeste van de beschikbare gegevens van voor 1980 zijn echter via deze methode verkregen.
- de methode levert nogal eens te hoge resultaten op.

1.3.2. Conversie naar bifenyl

Methode

Een dechloreringsreactie met behulp van lithium-aluminium hydride als reagens geeft een vrijwel volledige conversie naar bifenyl (Seidl et al., 1979; De Kok et al., 1981). De hoeveelheid bifenyl wordt vervolgens met behulp van vloeistofchromatografie en UV-detectie bepaald.

Voor- en nadelen

- De methode is vrij eenvoudig en relatief goedkoop en routinematig uitvoerbaar.
- Een algemeen nadeel van conversie is dat de informatie over de individuele PCB's verloren gaat. Deze informatie is onder meer van belang omdat de verschillende PCB's in het milieu niet allemaal even snel worden afgebroken en op verschillende plaatsen in het milieu accumuleren; tevens loopt de toxiciteit onderling sterk uiteen en is het opsporen van de bron/herkomst vrijwel onmogelijk geworden.
- Door het ontbreken van chlooratomen in bifenyl kan niet gebruik gemaakt worden van de ECD-detector waardoor verlies aan gevoeligheid optreedt. Door over te gaan van gaschromatografie op vloeistofchromatografie, waar grotere hoeveelheden monster gebruikt kunnen worden (100 microliter) kan aan dit nadeel enigszins tegemoet worden gekomen.
- Bij aanwezigheid van bifenyl zullen er te hoge waarden gemeten worden.

1.3.3. Conversie naar decachloorbifenyl (DCB)

Methode

Een beter bekende conversie is de perchlorering. De PCB's worden hierbij omgezet in decachloorbifenyl (DCB) (De Kok et al., 1981; Armour, 1973; Steinwandter et al., 1983). De hoeveelheid DCB wordt bepaald door middel van gaschromatografie met een Electron Capture Detector (ECD). Het resultaat wordt

uitgedrukt in de hoeveelheid van een commercieel mengsel (Aroclor 1260, Clophen A60) die nodig is om dezelfde hoeveelheid DCB te vormen (Greve et al., 1977).

Voor- en nadelen

- De methode geeft een goed en zeer gevoelig te detecteren en te kwantificeren stof.
- De methode is routinematig en relatief goedkoop uit te voeren.
- Ook deze conversiemethode heeft het algemene nadeel genoemd in par. 1.3.2., het verloren gaan van informatie over de individuele congenen.
- De conversie van vooral de laaggechloreerde bifenylen is niet kwantitatief; de opbrengst blijft in dat geval ruim onder de 60%, zelfs met een katalysator (zie Tabel 1.6.).
- De methode geeft vaak aanleiding tot te hoge waarden. Dit komt onder meer doordat DCB ook gevormd kan worden uit andere stoffen, bijvoorbeeld bifenyl, paraffinen en PCT's (De Kok et al., 1982; Kerkhoff et al., 1982).
- Informatie over individuele PCB's gaat ook hier verloren.

Tabel 1.6. Opbrengstpercentages bij de perchloreringsmethode voor een aantal commerciële PCB-mengsels

Mengsel	Opbrengst DCB (%)	Opbrengst DCB (%) m.b.v. een katalysator
bifenyl	8	50
Aroclor 1232	28	50
Aroclor 1242	45	
Aroclor 1248	50	
Aroclor 1254	62	
Aroclor 1260	80	91
Halowax*	0	

* polygechloreerde paraffinen

bron: Barros et al., 1983

1.3.4. Bepaling van individuele chloorbifenylen

Methode

Voor de analyse wordt gebruik gemaakt van een gaschromatograaf uitgerust met een capillaire kolom en een Electron Capture Detector (ECD). Identificatie en kwantificering vindt plaats door een aantal PCB congenen te vergelijken met individuele PCB-standaarden (Schulte et al., 1983; Tuinstra et al., 1983;

Hansen et al., 1983). Op grond van voornamelijk analytische overwegingen (o.a. relatief veel voorkomend en goed te scheiden van andere PCB-congeneren) worden meestal de volgende 7 PCB-congeneren bepaald: 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180. Ook in andere landen wordt op overeenkomstige wijze gewerkt; zo koos de Bondsrepubliek Duitsland voor dezelfde congenen, met uitzondering van nr. 118.

Voor- en nadelen

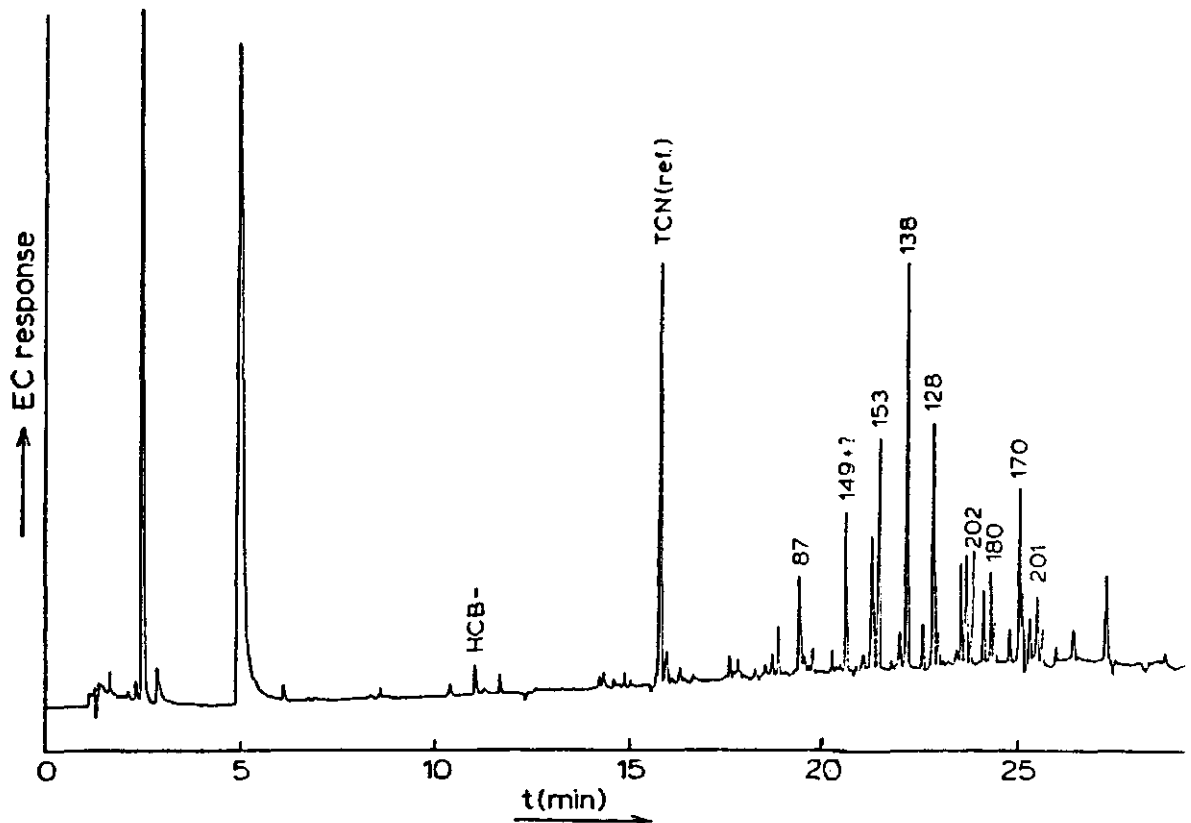
- Informatie over het voorkomen van de verschillende PCB-congeneren in milieucompartimenten is nu beschikbaar.
- De methode geldt als de meest betrouwbare.
- Zowel in nationaal als in internationaal (EG) verband worden pogingen gedaan om te komen tot standaardisatie. Mede in relatie tot de normstelling wordt aanbevolen om gebruik te maken van de hierboven genoemde standaardset van 7 PCB's, deze maken afhankelijk van de aard van het monster 10-40% van het totale gehalte aan PCB's uit.
- Interpretatie van met capillaire gaschromatografie verkregen resultaten is vrij gecompliceerd, onder meer door de grote aantallen pieken in het chromatogram (zie Fig. 1.2.).
- Bevestiging van de gevonden PCB-congeneren m.b.v. massaspektrometrie is soms nodig.
- Bepalen van het totale gehalte aan PCB's is niet goed mogelijk.
- De benodigde referentiestandaarden zijn in een aantal gevallen moeilijk verkrijgbaar. In 1983 waren ongeveer 80 PCB-isomeren commercieel verkrijgbaar (Feenstra, 1983). Deze beslaan 60 - 80 gewichtsprocenten van de PCB's in Aroclor (Barros et al., 1983).
- De methode vergt meer tijd en geschoolde analisten.
- Vergelijking met de toxiciteit van individuele congenen is niet mogelijk, wegens het ontbreken van toxiciteitsgegevens voor individuele congenen.

1.3.5. Conclusies

- Bij de analyse van PCB's in de verschillende milieucompartimenten dienen een aantal individuele PCB-congeneren m.b.v. capillaire gaschromatografie bepaald te worden. Eventueel aangevuld met identificatie d.m.v. massaspektrometrie.
- Aanbevolen wordt om standaard 7 PCB's te bepalen (de nrs.: 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180).

- De voorkeur bestaat om de afzonderlijke congenen niet op te tellen of om te rekenen naar een totaal PCB-gehalte.
- De resultaten van de verschillende analysemethoden zijn onderling niet vergelijkbaar. Zo wordt bij de individuele bepalingsmethode slechts 10-40% van de totale hoeveelheid PCB's bepaald. De zo verkregen waarden geven echter een betrouwbaarder beeld dan de andere methoden.

Fig. 1.2. Capillair gaschromatogram van PCB's in vetweefsel van een mannelijke bonte strandloper (*Calidris alpina*), Vlieland 1982



bron: De Voogt et al., 1985

1.4. Productie en bijproductie

Nadat in 1929 met de productie van PCB's werd begonnen, groeide deze door tot 1970. In dat tijdvak is er naar schatting 1,1 miljoen ton PCB's geproduceerd in de wereld (exclusief Comecon lidstaten) waarvan de bijdrage van de Aroclors tussen 1960 en 1970 alleen al circa 350.000 ton was. In 1970 bedroeg de productie van PCB's circa 62.000 ton. Nadien is de productie, in verband met afspraken tussen de overheid en het bedrijfsleven, scherp gedaald (zie Tabel 1.8.). Door de beëindiging van de PCB-productie in West-Duitsland in 1983 heeft naar verwachting de totale PCB-productie in de wereld in 1984 de 10.000 ton niet overschreden.

PCB's werden in 1983 onder andere nog geproduceerd in Frankrijk, Spanje, Italië en Tsjechoslowakije. In 1985 zal de produktie van Spanje, Italië en Tsjechoslowakije gestopt zijn. Tabel 1.7. geeft een overzicht van de handelsnamen waaronder PCB's sinds 1930 op de markt zijn gebracht. In 1983 is er in de Verenigde Staten een inventarisatie uitgevoerd naar de chemicaliën waarvan vermoed kan worden dat ze verontreinigd kunnen zijn met PCB's (zie Bijlage II). De hoeveelheden PCB's die via deze produkten in omloop worden gebracht zijn echter gering vergeleken met de hoeveelheden die thans aanwezig zijn in bestaande apparatuur.

Tabel 1.7. Namen waaronder PCB's of vloeistoffen, die PCB's bevatten, op de markt zijn of worden gebracht

Aroclor*	Delorene	Pydraul
Abestol	Dykanol	Pyroclor*
Aceclor*	Elemex	Pyranol*
Apirolio*	Elaol*	Pyralène*
Askarel**	Electrophenyl	Phenoclor*
Asbestol	Fenclor*	Saf-T-Kuhl
Auxol	Fenoclor	Santotherm FR
Chlorextol	Hyvol	Sorol
Clophen*	Interteen	Sovol
Clophenharz	Kanechlor (KC 220-600)	Sovtol
Cloresil	Kennechlor	Santosafe
Diaclor*	Leromoli	Santosol
DK	Noflamol	Santowax
DP-3, -4, en -6	Orophene	Terphenychlore
Delor	Prodelec 3010	Therminol FR

* de voornaamste handelsnamen waaronder PCB's in het verleden in Nederland zijn verkocht

** algemene benaming voor PCB-houdende transformatorvloeistof

bron: PCB-notitie, 1985; Onuska et al., 1978

Tabel 1.8. PCB-productie en producenten in het tijdvak 1971-1980**

Land	Fabrikant	Handels- naam	1971	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	Totaal
USA	Monsanto Geneva Ind.	Aroclor Pyranol	18.000	19.100	18.400	14.200	13.400	6.000	0	0	0	89.100
Japan	Kanega- fugli Co.	Kanechlor	6.800	0	0	0	0	0	0	0	0	6.800
West- Duitsland	Bayer AG	Clophen	8.000	6.900	8.400	7.300	6.600	5.700	7.600	7.400	7.300	65.200
Italië*	Caffaro	Elaol Fencolor (tot 1974) Apirolino (vanaf 1974)	1.500	2.500	(2.000)	1.900	1.900	2.300	1.800	1.400	1.400	16.700
Frankrijk	PCUK	Phenoclor										
	Rhone Poulenc	Pyralene	7.600	9.700	9.500	7.200	7.200	7.600	7.900	(7.000)	6.600	70.300
Spanje*		Pyralene/ Fenoclor	1.500	(1.500)	1.900	2.800	(1.500)	1.500	1.200	(1.200)	1.200	14.300
Engeland	Monsanto	Pyroclor Aroclor	(4.300)	(4.300)	4.800	3.300	3.000	300	0	0	0	20.000
Totaal			47.700	44.400	45.000	36.700	33.600	23.400	18.500	17.000	16.500	282.400
Totaal Europa			22.900	24.900	26.600	22.500	20.200	17.400	18.500	17.000	16.500	

* Productie Italië 1981/1982 2.500 ton; productie Spanje 1981/1983 2.400 ton; Barros et al., 1983
** In deze tabel zijn niet opgenomen de gegevens van producenten in de Comecon-lidstaten, omdat deze gegevens niet beschikbaar waren

1.5. Toepassingen

1.5.1. Inleiding

Zoals in par. 1.2. is vermeld zijn PCB's goed bestand tegen hoge temperatuur en druk, vrijwel onbrandbaar, goed oplosbaar in olie en vet, geschikt als diëlektricum, geleiden ze warmte goed en zijn redelijk bestendig tegen bijtende stoffen. Ze zijn daarom gebruikt voor toepassing in:

1. Gesloten systemen

- koelvloeistof in transformatoren
- diëlektrische vloeistof in condensatoren

2. Open systemen

- smeermiddel bij extreme omstandigheden (hoge temperatuur of druk)
- vloeistof in hydraulische systemen
- weekmaker voor plastics
- component van drukinkten
- component van synthetische harsen, wassen, plakband, etc.
- weekmaker van rubber
- houtconserveringsmiddelen
- component in verpakkingsmateriaal
- component in aangroeiwerende verven voor schepen
- impregneermiddel voor papier, katoen, asbestvezel

Uit recente schattingen (Barros et al., 1983) valt af te leiden dat internationaal momenteel circa 350.000 ton PCB's (exclusief Comecon lidstaten) in gebruik is in grote condensatoren (gewicht meer dan 1 kg) en transformatoren. Deze hoeveelheid kan als volgt worden onderverdeeld:

West-Europa	42%
Verenigde Staten en Canada	52%
Japan	6%

1.5.2. Nederlandse situatie

1.5.2.1. Inleiding

Ten einde na te gaan in hoeverre PCB's in Nederland worden geproduceerd, verwerkt in produkten of gebruikt in eindprodukten heeft het ingenieursbureau

Tebodin in 1980 en 1981 het PCB-gebruik in Nederland geïnventariseerd in opdracht van het voormalige Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

Gebleken is dat in Nederland geen PCB's worden geproduceerd of verwerkt in produkten (Tebodin, 1980; 1982). Het gebruik van PCB's is sinds 1973 beperkt tot gesloten systemen en concentreert zich op drie toepassingsgebieden:

- 1) Koelvloeistof in transformatoren.
- 2) Diëlektrisch medium in grote condensatoren (>1 kg) voor blindstroomcompensatie en in condensatoren van koppelfilters bij toonfrequentie-installaties.
- 3) In kleine condensatoren in twee-armige TL-armaturen.

De laatste jaren is de verkoop van nieuwe met PCB-gevulde condensatoren sterk afgenomen. De volgende oorzaken kunnen hiervoor worden genoemd:

- Het besluit van Philips om per 1 januari 1982 PCB-vrije condensatoren in TL-armaturen te monteren.
- Het overheidsaanschaffingsbeleid; in oktober 1982 besloot de rijksoverheid geen PCB-bevattende apparatuur meer aan te schaffen. Een beleid dat op grote schaal is nagevolgd door lagere overheden en bedrijfsleven.
- De voorpublicatie (Ned. Stcrt., 1984c) van de ontwerp-wijziging van het PCB-besluit.
- De aanwezigheid van geschikte alternatieven voor alle toepassingen van PCB's.

In de volgende paragrafen zal de situatie per toepassing worden behandeld.

1.5.2.2. Transformatoren

In Nederland staan ongeveer 100.000 distributietransformatoren. Naar schatting wordt 95% hiervan gekoeld met minerale olie. Het resterende aantal bestaat voornamelijk uit luchtgekoelde gietharstransformatoren en met silicolenolie gevulde transformatoren.

De verkoop van de naar schatting 880 PCB-transformatoren heeft in Nederland plaatsgevonden in de periode 1950-1978. Gezien de levensduur van transformatoren, die 30 tot 40 jaar bedraagt, mag worden aangenomen dat praktisch alle in Nederland verkochte PCB-transformatoren in 1980 nog in gebruik waren. Op grond van informatie die verkregen is in het kader van de bijdrage regeling was er begin 1984 in Nederland nog 400 ton PCB's aanwezig in de bestaande apparatuur.

1.5.2.3. Grote condensatoren

Het gebruik van condensatoren ter compensatie van blindstroomverbruik is een ontwikkeling van de afgelopen 10 à 15 jaar. Hoewel dit toepassingsgebied van condensatoren naar verhouding pas korte tijd een ruimere belangstelling geniet, is de verbreiding in Nederland toch vrij aanzienlijk. Condensatoren kunnen worden aangetroffen bij vrijwel alle bedrijven die op enige schaal elektriciteit gebruiken, zowel voor verwarmingsdoeleinden (elektrische ovens) als voor aandrijving van motoren. Eovendien zijn op deze markt vrij veel producenten, leveranciers en installateurs actief. Hierdoor wordt het verkrijgen van een goed inzicht in het marktaandeel dat PCB-condensatoren hadden in deze sector bemoeilijkt.

Toonfrequentie-installaties verzorgen de afstandsbediening van allerlei apparatuur die op gezette tijden geschakeld dient te worden door middel van signalen op het lichtnet. Hierbij kan worden gedacht aan toepassingen als het schakelen van openbare verlichting en stroommeters met verschillende tarieven.

Recente contacten met de belangrijkste importeurs van deze condensatoren hebben uitgewezen dat in 1984 geen PCB-bevattende grote condensatoren meer worden geïmporteerd (PCB-notitie, 1985).

Uit de opgaven van bedrijven in het kader van de bijdrageregeling (Ned. Stcrt., 1984a) is een beeld verkregen van het aantal grote PCB-condensatoren in Nederland. Eind 1984 was bekend dat 74 bedrijven samen 7733 condensatoren in gebruik hadden. Bij 24 van deze bedrijven, uitsluitend overheids- en semi-overheidsbedrijven, waren 3128 condensatoren aanwezig in toonfrequentie-installaties. Uit de aanvragen voor een bijdrage blijkt ruwweg een gemiddelde PCB-inhoud van 5 kg per condensator. Op basis van de huidige gegevens wordt het totale aantal, begin 1984 in Nederland aanwezige, grote PCB-condensatoren geschat op circa 18.000 stuks met een gezamenlijke PCB-inhoud van 90 ton. In het kader van de bijdrageregeling is subsidie toegezegd voor de vervanging en vernietiging van 786 condensatoren in 1984.

1.5.2.4. Kleine condensatoren

In huishoudelijke toepassingen vervullen condensatoren verschillende functies zoals het onderdrukken van elektrische storingen die de goede werking van met name radio's en televisie verhinderen en het op gang brengen van elektromotoren (aanloopcondensatoren). Wat betreft de aanwezigheid van PCB's in conden-

satoren van grotere en kleinere huishoudelijke apparatuur waren, volgens de belangrijkste bedrijven op deze markt, nagenoeg alle huishoudelijke apparaten reeds voor 1980 uitgerust met PCB-vrije condensatoren.

In TL-armaturen fungeren condensatoren als uitgesproken "economizers" die het blindstroomverbruik van verlichtingsinstallaties binnen bepaalde grenzen moeten houden. Daarnaast kunnen armaturen voorzien zijn van ontstoringscondensatoren; deze bevatten geen PCB's. PCB bevattende blindstroom-compensatie (cos-phi) condensatoren zijn voornamelijk aanwezig in TL-armaturen met twee buislampen. Dergelijke armaturen worden voor meer dan 98% aangetroffen in kantoren, bedrijfsruimten en utiliteitsbouw. Het aantal in Nederland aanwezige armaturen bedraagt naar schatting 22,5 miljoen stuks, met een gezamenlijke PCB-inhoud van de condensatoren van 120 ton. De gemiddelde levensduur van een armatuur is circa 15 jaar. Armaturen die na 1982 op de markt zijn gebracht bevatten voor zover bekend geen PCB's.

1.5.2.5. Overige produkten

Hoewel sinds het begin van de jaren zeventig PCB's officieel niet meer worden toegepast in open toepassingen, zijn er bij het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer regelmatig berichten binnengekomen over de aanwezigheid van PCB's in open toepassingen.

In drukinkt konden geen PCB-gehalten boven de detectiegrens worden vastgesteld. In 1982 zijn door het Instituut voor Milieuvraagstukken van de Vrije Universiteit van Amsterdam op verzoek van het Ministerie van VROM 12 papier- en kartonmonsters onderzocht op PCB's (De Voogt, 1982). In vijf van de twaalf onderzochte monsters werden PCB's aangetroffen. De gehalten varieerden tussen 1 en 12 mg/kg. Deze gehalten liggen in alle gevallen op een zodanig niveau dat eerder gedacht moet worden aan contaminatie van grondstoffen en hulpstoffen met PCB's dan aan doelbewuste toepassing ervan. De aangetroffen PCB's zijn via de recycling van oud papier mogelijk afkomstig van drukinkten en carbonvrij doorslagpapier waarin ze voorheen zijn toegepast.

Tot 1973 werden PCB's vaak gebruikt als weekmaker in chloorrubber-verven met gewichtspercentages tussen de 20 en 30 procent. Chloorrubber-verven worden onder andere gebruikt voor het behandelen van scheepshuiden. In verband met de aanwezigheid van PCB's in hoge concentraties in het slib onder een dok in de Rotterdamse haven is nagegaan of scheepsverven nog PCB's bevatten. In 1984 zijn door het Instituut voor Milieuvraagstukken een tiental scheepsverven

afkomstig van een werf in de Rijnmond bemonsterd. In geen van deze verven konden PCB's worden aangetoond (De Voogt, 1984).

Naast bewuste toepassing van PCB's kunnen bepaalde produkten ook onbedoeld PCB's bevatten ten gevolge van de vorming van PCB's als bijprodukt tijdens het produktieproces (zie par. 1.4.).

1.6. Beleid

1.6.1. Internationaal beleid

1.6.1.1. OESO

Het risico dat PCB's voor mens en milieu vormen is in 1973 voor de vierentwintig Lid-Staten van de OESO aanleiding geweest voor het aannemen van een besluit inzake de bescherming van het milieu door controle op de toepassing van PCB's. Dit besluit behelst de beperking van het gebruik van PCB's tot bepaalde gesloten systemen (transformatoren, condensatoren, etc.).

Tijdens een seminar, dat in september 1983 te Scheveningen is gehouden, is geconcludeerd dat, niettegenstaande de sterke afname van de produktie van PCB's (tot 20 procent van het volume in 1973), verdere beperkende maatregelen nodig zijn om de PCB-belasting terug te brengen. Daarnaast is besloten onderzoek te verrichten naar de benodigde capaciteit en mogelijkheden om PCB-afval te vernietigen (Barros et al., 1983).

Zeer recent is in OESO-verband besloten dat het besluit van 1973 zal worden herzien in die zin dat ook de verkoop van PCB's voor gesloten systemen verboden zal worden.

1.6.1.2. Europese Gemeenschappen

De belangrijkste regelingen ten aanzien van PCB's die in het kader van de EG zijn getroffen hebben betrekking op: a) het op de markt brengen, het gebruik en de verwijdering van PCB's, b) de verontreiniging van het aquatische milieu en c) de toepassing van brandgevaarlijke stoffen in de mijnbouw. De verschillende regelingen zullen in chronologische volgorde kort worden beschreven.

- Rapport van 15 november 1974 betreffende specificaties en testvoorschriften voor brandbestendige vloeistoffen die in mijnen worden gebruikt.

Dit zogenaamde "5e Luxemburger Bericht" (het eerste bericht dateert van 28 november 1960) bevat aanbevelingen opgesteld door de Commissie voor Gezondheid en Veiligheid van de EG-Commissie die van belang zijn voor de toela-

ting van vloeistoffen voor onder meer hydraulische systemen in mijnbouwapparatuur. De voorgeschreven strenge ontvlambaarheidstest kon indertijd alleen door PCB-houdende vloeistoffen worden doorstaan.

In de Duitse Bondsrepubliek worden de aanbevelingen van de EG-Commissie als dwingende voorschriften gehanteerd in de mijnbouwverordeningen van de deelstaten Noordrijn-Westfalen, Rijnland-Pfalz en Saarland waardoor men verplicht is PCB-houdende vloeistoffen te gebruiken. Een herziening van het 5e rapport van de EG-Commissie is momenteel in voorbereiding en zal binnenkort worden uitgebracht. Door aanpassing van de testvoorschriften zullen ook andere vloeistoffen voor toelating in aanmerking komen, bovendien zal aandacht worden besteed aan de eigenschappen van de stoffen ten aanzien van de chronische toxiciteit voor mens en milieu.

- Richtlijn van de Raad van 6 april 1976 betreffende de verwijdering van polychloorbifenylen en polychloorterfenylen (EG, 1976a).

Deze richtlijn schrijft voor dat de Lid-Staten de nodige maatregelen nemen voor een verantwoorde inzameling, verwerking en vernietiging van PCB's en PCT's en van voorwerpen en apparaten die deze stoffen bevatten. Voorts moeten maatregelen worden getroffen die het ongecontroleerd lozen, achterlaten of deponeren moeten verbieden.

- Richtlijn van de Raad van 4 mei 1976 betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd (EG, 1976b).

Krachtens deze richtlijn dient de verontreiniging van het oppervlaktewater door bepaalde toxische, persistente en bio-accumulerende stoffen te worden beëindigd.

Op 26 september 1977 heeft de EG-Commissie in overleg met de nationale deskundigen PCB's geselecteerd voor nadere studie betrekking tot bovenstaande punten.

De resultaten van deze studie kwamen in de loop van 1979 en 1980 gereed.

In een resolutie van de Raad van 7 februari 1983 wordt een lijst van 129 stoffen (waaronder PCB's) als voorlopige basis voor eventuele nationale maatregelen ter bestrijding van de waterverontreiniging geaccepteerd door de Lid-Staten.

- Richtlijn van de Raad van 27 juli 1976 betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen der Lid-Staten inzake de beperking van het op de markt brengen en van het gebruik van bepaalde

gevaarlijke stoffen en preparaten (EG, 1976c).

In deze richtlijn worden voorwaarden gesteld waaronder PCB's en PCB-houdende voorwerpen op de markt kunnen worden gebracht of gebruikt. In beginsel mogen PCB's (met uitzondering van mono- en dichloorbifenylen) en preparaten die meer dan 0,1 gewichtsprocent PCB bevatten niet worden gebruikt, behalve voor onderzoeks-, ontwikkelings- of analysedoeleinden. Uitzondering wordt bovendien gemaakt voor elektrische apparatuur in afgesloten systemen (transformatoren, weerstanden en smoorspoelen), voor condensatoren, voor warmtegeleidende media in gesloten systemen, voor bepaalde hydraulische vloeistoffen (onder meer voor gebruik in mijnen) en voor basisprodukten en halffabrikaten bestemd voor de genoemde toegelaten toepassingen.

De Commissie heeft op 3 oktober 1984 bij de Raad een ontwerp herziening richtlijn ingediend waarin de handel in PCB's voor gebruik in de toepassingen die nu nog zijn toegelaten grotendeels wordt verboden.

1.6.1.3. Internationale Rijncommissie

Op grond van de Overeenkomst van Bonn voor 3 december 1976 inzake de bescherming van de Rijn moet het Rijnwater worden beschermd tegen de verontreiniging door een aantal chemische stoffen. Behalve door het vaststellen van grenswaarden voor de lozingen kan de Internationale Rijncommissie dat ook bereiken door andere maatregelen. In het geval van PCB's is voor de laatste mogelijkheid gekozen daar het probleem niet ligt bij de directe lozingen van PCB's maar bij de diffuse belasting van het Rijnwater.

Tijdens de 49e vergadering van de Internationale Rijncommissie (Stuttgart, 1984) is men tot overeenstemming gekomen over een aantal aanbevelingen gericht aan de regeringen. Daarin worden zij opgeroepen de toepassing van PCB's in nieuwe transformatoren, condensatoren en warmtegeleidende media zo spoedig mogelijk te staken, na te gaan of per 1 juli 1985 het gebruik van PCB's in hydraulische systemen in de mijnbouw beëindigd kan worden en voorts maatregelen te treffen met het oog op de milieuverantwoorde verwijdering van PCB's uit bestaande toepassingen.

1.6.1.4. Verdrag van Parijs

Op grond van het Verdrag van Parijs van 4 juni 1974 ter voorkoming van verontreiniging van de zee vanaf het land hebben de verdrag sluitende partijen zich verbonden tot het uitbannen, indien noodzakelijk in fasen, van verontreiniging van de maritieme zone vanaf het land. De Parijse Commissie, die toezicht houdt op de uitvoering van het verdrag, heeft in haar 5e vergadering (Berlijn, 1983) een aantal maatregelen met betrekking tot PCB's opgesteld. De

belangrijkste is dat het gebruik van PCB's voor nieuwe apparatuur zo spoedig mogelijk moet worden beëindigd. Het gaat daarbij om transformatoren, grote en kleine condensatoren, warmtegeleidende media, chemische basisprodukten en hydraulische systemen voor de mijnbouw.

In de 6e vergadering (Oslo, 20-22 juni 1984) is in beginsel besloten als datum van ingang 1 juli 1985 aan te houden. De formele vastlegging van deze datum zal in de volgende vergadering (Brussel, 3-5 juni 1985) geschieden.

1.6.1.5. Verdrag van Oslo

Het Verdrag van Oslo van 15 februari 1972 ter voorkoming van verontreiniging van de zee ten gevolge van het storten uit schepen en luchtvaartuigen verbiedt het storten in zee van een aantal stoffen. Het verbod is niet van toepassing indien deze stoffen voorkomen in de vorm van verontreinigingssporen, bijvoorbeeld in baggerspecie.

Een protocol tot wijziging van het Verdrag van Oslo in de vorm van een nieuwe bijlage IV, dat regels bevat betreffende verbranding op zee, werd op 2 maart 1983 voor ondertekening opengesteld. Het protocol is nog niet door alle landen ondertekend. Nederland heeft het verdrag op 18 oktober 1983 geratificeerd. Op grond van dit protocol is voor het verbranden op zee van gechlorreerde koolwaterstoffen (zoals PCB's) een ontheffing nodig.

1.6.2. Nederlands beleid

Het beleid van de Nederlandse overheid ten aanzien van PCB's is gericht op de uiteindelijke eliminatie van produktie en gebruik van PCB's zowel nationaal als internationaal.

In Nederland is het beperken van de toepassingen van PCB's begonnen met de verklaring van de Nederlandse industrie om met ingang van 1 januari 1973 af te zien van het gebruik van PCB's in open toepassingen in verband met de nadelige milieu-effecten van PCB's. De verklaring van de Nederlandse industrie lag in de lijn van internationale afspraken die in 1973 resulteerden in het besluit van de OESO-ministerraad om het PCB-gebruik te beperken tot gesloten toepassingen. In navolging hiervan zijn, zoals vermeld, in 1976 door de EG twee richtlijnen aanvaard, een over het gebruik en het op de markt brengen van PCB's en een over de verwijdering van PCB-afval.

In de Nederlandse wetgeving worden deze richtlijnen uitgevoerd met de Wet Chemische Afvalstoffen (WCA). Beperkingen voor het op de markt brengen van PCB's zijn opgenomen in het PCB-besluit van 12 mei 1979. Dit besluit komt er in de praktijk op neer dat PCB's in Nederland alleen op de markt mogen worden gebracht voor toepassing in condensatoren en transformatoren. In dit verband worden PCB's gedefinieerd als gechloreerde bifenylen met 3 of meer chlooratomen.

In 1981 vormde de vervuiling van het stroomgebied van de Rijn en Maas met PCB's en het voorkomen van hoge gehalten in paling uit deze rivier (zie par. 4.8.) voor de Ministeries van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur en van Landbouw en Visserij aanleiding om een norm vast te stellen voor het gehalte van PCB's in paling op grond van de Warenwet. Naast die voor paling zijn onlangs normen van kracht geworden voor de overige vissoorten (Ned. Stcrt, 1984a). Tevens is overgegaan op normen voor zeven individuele componenten.

Per 1 januari 1984 zijn PCB's op een veel stringenter wijze onder de werkingssfeer van de WCA gebracht. Dit houdt in dat bij een PCB-concentratie van meer dan 50 mg/kg de afvalstof als chemisch afval wordt aangemerkt. Bovendien vallen ook PCB-bevattende grote condensatoren (zwaarder dan 1 kg) en PCB-transformatoren nu onder van de WCA.

Op 31 maart 1984 is van kracht geworden een bijdrageregeling voor de vervanging en vernietiging van PCB-bevattende koelvloeistof en PCB-bevattende transformatoren en condensatoren. De regeling heeft als doel de beëindiging van het gebruik van PCB's in thans in gebruik zijnde condensatoren en transformatoren te stimuleren en deze tevens op een voor mens en milieu veilige manier te laten vernietigen.

Bedrijven en instanties die alle bij hun aanwezige PCB's (in apparatuur vallende onder de regeling) voor 1 januari 1989 laten vernietigen kunnen aanspraak maken op een subsidie van 60% voor de kosten van vernietiging, transport, demontage en montage en van 20% op de kosten voor vervangende apparatuur.

Voorts wordt een wijziging van het PCB-besluit van 1979 voorbereid waarbij de verkoop van PCB's en PCB-houdende apparatuur geheel wordt verboden. Uitgezonderd wordt alleen de verkoop van PCB-vloeistof ter aanvulling van de koelvloeistof bij op dit moment in gebruik zijnde transformatoren. Het ontwerpbesluit is in november 1983 bij de Europese Commissie aangemeld en voorpubli-

catie heeft plaatsgevonden in de Nederlandse Staatscourant (Ned. Stcrt., 1984b). De inwerking treding van het besluit wordt voorzien per 1 juni 1985.

Tenslotte zijn onlangs aanbevelingen in definitieve vorm verschenen voor het veilig werken met PCB's en PCB-bevattende apparatuur. Deze aanbevelingen zijn gezamenlijk opgesteld door de Ministeries van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, Binnenlandse Zaken (brandveiligheid) en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. De aanbevelingen zijn verschenen als voorlichtingsblad uitgegeven door het Directoraat-Generaal van de Arbeid/Arbeidsinspectie/Inspectie van de havenarbeid.

2. BIOLOGISCHE EFFECTEN

2.1. Inleiding

Hoewel de PCB's chemisch gezien een tamelijk homogene groep verbindingen vormen, die bestaan uit een bifenylskelet met daarin op één of meer plaatsen chlooratomen als substituent, lopen hun fysisch-chemische eigenschappen toch ver uiteen, afhankelijk van het aantal en de plaats van de chlooratomen.

Nog veel diverser wordt het beeld als gekeken wordt naar de invloed van PCB's op levende organismen. Zoals in dit hoofdstuk zal worden toegelicht, is niet alleen het ene congeneer veel giftiger dan het andere, maar is de giftigheid ook sterk afhankelijk van het organisme dat aan PCB's wordt blootgesteld.

Om een volledig beeld te krijgen van de toxische eigenschappen van PCB's zou dus eigenlijk de toxiciteit van alle 209 congenen apart voor elk organisme dienen te worden vastgesteld. Aangezien het mogelijk is dat bij gelijktijdige blootstelling aan meerdere congenen synergisme dan wel antagonisme een rol speelt, zouden eigenlijk ook nog alle mogelijke combinaties moeten worden bestudeerd. Het is duidelijk dat dit alles niet uitvoerbaar is. Daarom zijn veel toxiciteitsparameters alleen voor technische mengsels bepaald.

Een complicatie daarbij is dat organismen in het milieu vaak niet worden blootgesteld aan PCB's in precies die verhoudingen zoals die in technische mengsels voorkomen. De verhouding kan zijn veranderd door:

- 1) selectief sterkere adsorptie van bepaalde congenen aan b.v. slib of zwevend stof (zie hoofdstuk 4),
- 2) selectief sterkere verdamping van bepaalde congenen vanuit water en bodem naar de lucht (zie hoofdstuk 1), en/of
- 3) selectief sterkere accumulatie van bepaalde congenen in bepaalde organismen (zie hoofdstuk 6).

Daarbij hangen adsorptie en verdamping uitsluitend van de fysisch-chemische eigenschappen van het betreffende congeneer af, accumulatie daarnaast ook van de biologische afbreekbaarheid van het congeneer. In het geval van voedselketen-accumulatie spreken we (overdrachtelijk) over "biologisch gefilterde" mengsels (Barros et al., 1983).

Een andere complicatie wordt veroorzaakt doordat technische PCB-mengsels ook nog sporen verontreinigingen kunnen bevatten, zoals polygechloreerde dibenzofuranen (PCDF's) (Vos et al., 1970). Aangezien dit soort stoffen i.h.a. veel giftiger is dan de PCB's zelf, wordt soms ten onrechte de giftigheid van het mengsel toegeschreven aan PCB's.

Om eerder genoemde redenen zijn toxiciteitsgegevens over individuele congenere schaaars. Toch is het goed erbij stil te staan dat sommige congenere (zie 2.4.2.) vele malen toxischer zijn dan andere. In dat verband moet opgemerkt worden dat bij de selectie van 6 individuele congenere om te fungeren als representatief voor de totale PCB-belasting (zie hoofdstuk 1), toxische eigenschappen niet als selectie criterium zijn gehanteerd. Een 7e congener (nr. 118) is wel mede op grond van toxische eigenschappen toegevoegd, maar behoort toch nog niet tot de meest toxische onder de PCB's. Desondanks is het waarschijnlijk heel goed mogelijk de 6 of 7 representanten te gebruiken als indicator voor het totaal PCB-gehalte van (een stuk van) het milieu, en dus voor hun toxicologische bedreiging, maar meer dan een globale indicatie geeft het dus niet.

2.2. Ecotoxiciteit

Net als het pesticide DDT behoren PCB's tot de 'man made chemicals' die slecht afbreekbaar (persistent), slecht oplosbaar in water en goed oplosbaar in vet (lipofiel) zijn.

Door de combinatie van persistentie en goede vet-oplosbaarheid treedt - weer net als bij DDT - accumulatie op in voedselketens. D.w.z. dat als organismen PCB's binnenkrijgen (b.v. via voedsel), deze worden opgenomen en getransporteerd naar het vetweefsel, waar ze zich ophopen omdat afbraak- en uitscheidingsmechanismen van weinig betekenis zijn. Wanneer het organisme op zijn beurt tot voedsel van andere organismen dient, dan komen de PCB's terecht in de volgende schakel in de voedselketen, waar nog hogere gehalten worden opgebouwd. Dit proces treedt in principe op bij elke stof die persistent en goed in vet oplosbaar is zodra hij in het milieu terecht komt. Het gevolg is dat zo'n stof naar boven toe in de voedselketen steeds verder geconcentreerd wordt. De hoogste vertegenwoordigers van de keten, de toppredatoren (b.v. roofdieren), hebben dan soms inmiddels zo'n hoge concentratie van de stof in hun lichaam dat ernstige toxische verschijnselen kunnen optreden.

Indien in het midden blijft op welke wijze de PCB's terecht komen bij de eerste schakel in een voedselketen, dan spreken we in het algemeen over biomagnificatie. Biomagnificatie wordt wel onderscheiden in bioaccumulatie en bioconcentratie, hoewel de termen soms ten onrechte door elkaar worden gebruikt. Komen de PCB's rechtstreeks uit het voedsel, dan wordt dit verschijnsel bioaccumulatie genoemd. Met name in het aquatisch milieu is echter de uitwisseling van stoffen tussen de verschillende compartimenten (water, slibdeeltjes, organismen) nogal intens, zodat naast opname uit voedsel adsorptie-

en verdelingsprocessen een rol kunnen spelen. PCB's kunnen dus b.v. door vissen via de kieuwen direct uit het water worden opgenomen. Via het bloed kan dan uitwisseling tussen lichaamsvet en water optreden, uiteindelijk leidend tot een evenwichtssituatie. In dat geval spreken dan van bioconcentratie. Daarbij is de rol van de vet-oplosbaarheid van het congeener overheersend.

Verschillende verdelingsevenwichten spelen dus een rol. Een duidelijk verband bestaat er tussen vet-oplosbaarheid (lipofiliteit) en de adsorptie (-coëfficiënt) aan slib, vooral als die wordt uitgedrukt op basis van het gehalte aan organisch gebonden koolstof in het slib. Voor PCB's betekent dit met name dat de netto bioaccumulatie en bioconcentratie verschillend is voor elke congeener (Boon et al., 1984) en voor elk organisme. Dit komt doordat verschillende congenere een verschillende vet-oplosbaarheid hebben en verschillende organismen een verschillende mate van uitwisseling met hun omgeving (Bruggeman, 1983). Dit laatste wordt o.a. veroorzaakt door verschillen in soort en grootte van uitwisselend oppervlak, afbraak- en uitscheidingsmechanismen, en voedselopname.

Aangezien bij toenemende chloreringsgraad van het bifenyl globaal genomen de vet-oplosbaarheid toeneemt en de afbreekbaarheid afneemt, zal de bioconcentratiefactor gewoonlijk eveneens met de chloreringsgraad toenemen. Een maximum bioconcentratiefactor van ongeveer een miljoen wordt bereikt met 2,2',4,4', 5,5'-hexachloorbifenyl (Bruggeman, 1983), omdat bij stoffen met nog hogere lipofiliteit de bijdrage van in water opgeloste PCB (bioconcentratie) verwaarloosbaar klein wordt t.o.v. de bijdrage uit het voedsel (bioaccumulatie). Het meeste blijft dan in het slib. In dit verband is niet alleen bekend dat er overeenkomst in PCB-patroon is tussen lichaamsvet van de paling en slib uit de omgeving waar de paling gevangen werd, maar juist ook dat daarin relatieve verschillen bestaan tussen (globaal) hoog- en laaggechloreerde PCB's (Venema et al., 1984).

Dat uitscheiding en afbraak van laaggechloreerde congenere beter verloopt dan van hooggechloreerde is onlangs ook experimenteel aangetoond door het RIVO (RIVO, 1984). Daarbij werd aal verplaatst van een omgeving met hoge PCB-belasting (Hollands Diep) naar een met een lage (Milligensteeg). De resultaten, die voor zich spreken, zijn weergegeven in Tabel 2.1.

Tabel 2.1. Resultaten aal-verwaterexperiment te Milligensteeg

PCB nr.	Totale PCB-belasting per gemiddelde vis (μg)				
	Uitgezette Hollands Diep aal				Autochtone Milligensteeg aal
	mei 1981	sept. 1981	mei 1982	mei 1983	1981
28	2,7	1,3	0,2	0,2	0,2
52	11	10	13	4,2	0,32
101	19	16	24	9,1	0,56
138	29	23	43	26	2,2
153	33	27	44	35	2,3
180	14	15	22	15	1,0

bron: RIVO, 1984

2.3. Aquatiscche toxicologische aspecten

Hoewel PCB's in tegenstelling tot pesticiden als DDT niet rechtstreeks in het milieu worden toegepast, komen ze daarin op de lange duur wel terecht. Ze zullen in het algemeen snel adsorberen aan organische stof(fen) in een der milieucompartimenten. Hun kookpunt is hoog en hun dampspanning betrekkelijk laag, vooral van de hoger gechloreerde congenen. Daarom, zo is lang gedacht, zal het merendeel niet via de lucht, maar via bodem, grondwater en rivieren uiteindelijk de oceaan bereiken. Vanwege het hierboven reeds vermelde intense contact tussen waterbewoners en hun omgeving zal dan ook in aquatische omgeving de eerste belangrijke bioconcentratie en bioaccumulatie (Tabel 2.2.) optreden, die met name hoger in de voedselketens tot toxische verschijnselen aanleiding kan geven. In vis leidt dit in het algemeen nog niet tot sterfte, maar wel bevat sommige vis, met name de vettere soorten zoals paling uit de grote rivieren (zie 4.8.), reeds zoveel PCB's dat de norm voor menselijke consumptie regelmatig wordt overschreden (Venema et al., 1984; RIVO, 1984).

Ernstiger problemen doen zich voor bij viseters. Zo wordt de sterfte onder aalscholvers in Nederland in 1970 aan PCB's geweten, omdat de PCB-concentratie in de lever van deze vogels hoger was dan de experimenteel vastgestelde lethale dosis (Koeman et al., 1973). Ook is het uiterst waarschijnlijk dat de achteruitgang van de zeehond in het Nederlandse Waddengebied veroorzaakt wordt door verstoring van de voortplanting door PCB's (Reijnders, 1982; 1984). Hoewel de ernstigste effecten zich dus voordoen bij de hoogste scha-

Tabel 2.2. PCB-concentraties in de Noordzee (mediaan of minimum en maximum; perchloreringsmethode)

	PCB-concentratie	eenheid
water	0,000002	mg/l
sediment	0,005 - 0,16	mg/kg droge stof
fytoplankton	8	mg/kg vet
zoöplankton	10	mg/kg vet
ongewervelden	5 - 11	mg/kg vet
zeevissen	0,1 - 37	mg/kg vet
zeevogels	110	mg/kg vet
zeezoogdieren	160	mg/kg vet

bron: RSU, 1980

kels uit de voedselketen zijn toch bij lagere schakels zoals planktonsoorten, schelpdieren en vissen (kabeljauw) in het milieu al concentraties gevonden die onder laboratorium omstandigheden effecten teweegbrachten als leveraandoeningen en reproductieremming (Tabel 2.3.).

Tabel 2.3. Effecten van PCB's op waterorganismen

Concentratie	Diersoort	Effect
10-100 µg/l	schaaldieren vissen	sterfte sterfte, degeneratie leverweefsel
1,0-10 µg/l	vissen oesters	sterfte (vnl. van jonge individuen) geremde schelpgroei
0,1-1,0 µg/l	garnalen fytoplankton bodemdieren vissen	sterfte, virusinfecties bevordert groei-vermindering, afnemende soortdiversiteit afnemende soortdiversiteit larvensterfte, verminderde ei-uitkomst

bron: Roberts et al., 1978; Buckley, 1976

2.4. Humane toxicologische aspecten

2.4.1. Blootstelling

Voor de mens is het voedsel de belangrijkste bron van PCB-expositie (Van der Kolk, 1985). Blootstelling via ingeademde lucht en via de huid zijn daarbij vergeleken onder normale omstandigheden verwaarloosbaar. Hoewel in Nederland, voor zover bekend, niet van toepassing, is dit laatste soms van belang onder bepaalde arbeidsomstandigheden (NIOSH, 1977), maar meer nog bij calamiteiten

zoals branden waarbij PCB-houdende transformatoren zijn betrokken. In het buitenland zijn hiervan enkele voorbeelden geweest (b.v. op 5 februari 1981 te Binghamton, New York; zie Binghamton, 1981), waarbij het voornaamste gevaar echter niet van de PCB's zelf afkomstig was, maar van de (vele malen giftiger) polychloordibenzofuranen (PCDF's), die bij brand uit PCB's kunnen ontstaan met een opbrengst tot 20% (Rappe et al., 1980).

2.4.2. Gedrag in het lichaam

PCB's worden door de darmwand snel opgenomen en komen zo in het bloed terecht. Het is recent aangetoond dat transport via het bloed geschiedt gebonden aan serumlipiden (vetten), waarbij uitwisseling optreedt tussen bloed en vetweefsel (Brown et al., 1984). Hierbij ontstaat een evenwicht dat onder gewone omstandigheden neerkomt op netto opslag van PCB's in het vetweefsel. Vooral de hoger gechlloreerde PCB's accumuleren door hun grotere lipofiliteit en lagere afbreekbaarheid sterk in het vetweefsel. Overigens lijken in het algemeen chloor-substituenten op de ortho-plaatsen de accumulatie van een congener in menselijk vetweefsel te bevorderen, dit in tegenstelling tot dat van de rat (Sparling et al., 1980).

De totale lichaamsbelasting van hooggechlloreerde congenen neemt normaal gesproken dus steeds maar toe. Het voornaamste proces dat hun concentratie (en effecten) kan reduceren en meestal wel enigszins optreedt, zij het op verschillende wijzen, is verdunning. Eén mogelijkheid hiervoor is door vergroting van de totale hoeveelheid vet in het lichaam. Een andere mogelijkheid betreft het doorgeven van een deel van de vetreserves inclusief de PCB's aan het nageslacht en is dus alleen aan de vrouwelijke sexe voorbehouden. Deels geschiedt dit direct bij de vorming van de vrucht door transplacentaal transport van PCB's, deels na de geboorte in de vorm van moedermelk, die ook vetrijk is. Deze vormen van PCB-verdunning impliceren twee belangrijke zaken. Enerzijds verklaart het een deel van de verschillende gevoeligheid voor PCB's van de verschillende sexen, anderzijds betekent het een PCB piekbelasting voor het jonge nageslacht, van enige maanden vóór tot enige maanden na de geboorte. In Tabel 2.4. worden enkele in het menselijk lichaam aangetroffen gehalten weergegeven. Hieruit kan een accumulatiefactor van 660 van vetweefsel ten opzichte van bloed berekend worden.

Afbraak van lichaamsvreemde stoffen geschiedt voornamelijk in de lever en begint meestal met hydroxylering van de stof. PCB's zijn hierop geen uitzondering. Van de congenen die hiervoor gevoelig zijn (voornamelijk de laagge-

Tabel 2.4. PCB's in Nederlands menselijk weefsel (mediaanwaarden in mg/l voor bloed en in mg/kg vet voor melk en vetweefsel; perchloreringsmethode uitgedrukt als Clophen A60)

Weefsel	Periode	Aantal	PCB-gehalte	Eenheid
vet	1973/74	102	2,2	mg/kg
	1975	25	1,8	"
	1976	74	1,6	"
	1977/78	78	1,9	"
	1979	25	1,6	"
	1980	24	2,5	"
	1981	53	1,8	"
	1982	54	2,1	"
	1983	78	2,0	"
bloed	1978	70	0,0031	mg/l
	1980	48	0,0035	"
	1981	127	0,0044	"
	1982	54	0,0044	"
moedermelk	1983	278	0,72	mg/kg vet

bron: Greve et al., 1985

chloreerde) zijn inderdaad o.a. hydroxyl-derivaten aangetroffen in faeces van mens en dier (Scheunert et al, 1979). Verder blijkt de microsomale enzymactiviteit van de lever dusdanig sterk geprikkeld te worden door PCB's, dat dit op zich waarschijnlijk de gevoeligste parameter is voor detectie van blootstelling aan PCB's. Dit is echter niet specifiek voor PCB's, want de meeste andere organochloorverbindingen geven ook een dergelijke reactie.

Deze sterke inductie van de leveractiviteit schijnt ook verantwoordelijk te zijn voor het negatieve effect van PCB's op de voortplanting van veel zoogdieren (Reijnders, 1982; 1984; Van Velsen et al., 1983). Door de verhoogde enzymactiviteit worden namelijk de geslachtshormonen versneld afgebroken, zodat de balans daarvan wordt verstoord, met verminderde vruchtbaarheid als gevolg.

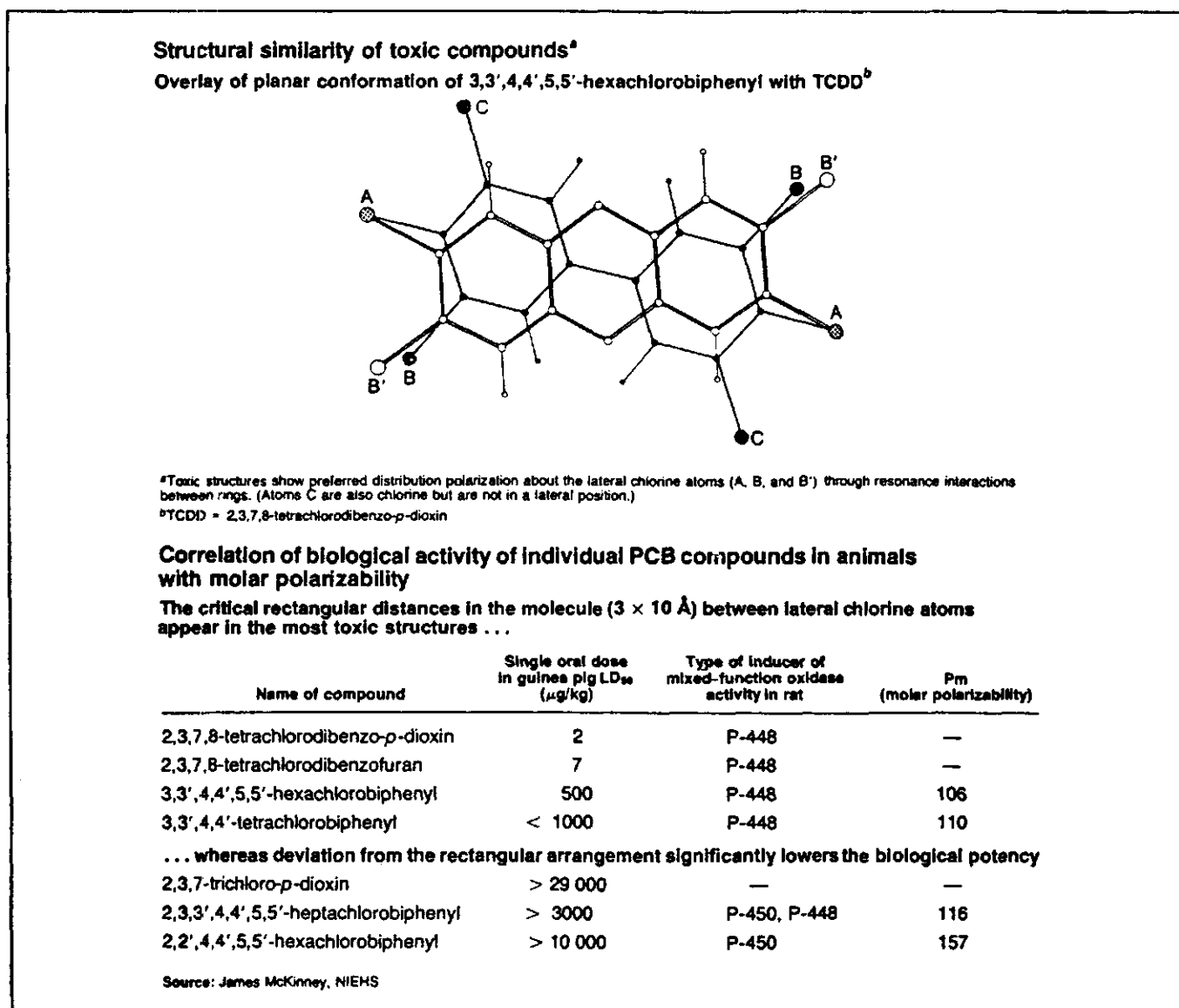
Hoewel bedoeld als ontgiftend, ontstaan bij de hydroxylatie en de verdere afbraak in de lever nog wel eens tussenprodukten die zelf nog toxischer zijn dan de oorspronkelijke stof. Voor PCB's geldt dit ook en leverbeschadiging is dan ook een van de vele effecten die PCB's kunnen hebben op mens en dier (Van Velsen et al., 1983). Onderzoek uitgevoerd op het Radiobiologisch Instituut TNO (Van Putten, 1970) en buitenlandse resultaten hebben gewezen op de overeenkomsten tussen de dermale effecten van PCB's, gechloreerde dioxines en -furanen en de verschijnselen van een Vitamine A-deficiëntie. Op basis hiervan wordt door het Radiobiologisch Instituut TNO onderzocht of een ernstige

verstoring van het Vitamine A-metabolisme door PCB's en soortelijke stoffen een rationele verklaring zou kunnen geven voor een aantal toxische verschijnselen. Dit onderzoek is nog niet afgerond.

Afbraakroutes voor PCB's zijn sterk soortafhankelijk. Dit verklaart ook enigszins het grote verschil in gevoeligheid voor PCB's tussen de verschillende soorten organismen. Met name micro-organismen beschikken over een uitgebreid scala van afbraakroutes (Scheunert et al., 1979; Chakrabarty, 1982; Wang et al., 1982; Fries et al., 1984). Hun voorkomen in de darmflora van hogere organismen heeft daarom ook ongetwijfeld effecten voor de gevoeligheid van hun gastheer voor PCB's door de verschillende metabolieten die hierbij kunnen ontstaan. Onderzoek hieraan ontbreekt echter.

Een ander gevoelig doelorgaan voor sommige congenen is de thymus (zwezerik). Vooral de congenen die qua structuur (Fig. 2.1.) lijken op 2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan (2,3,7,8-TCDF) en 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD, sinds Seveso 'het' dioxine) hebben daarmee ook het aangrijpingspunt in de thymus en de daarmee samenhangende verhoogde giftigheid gemeen (Vos et al., 1980; Miller, 1983). Aangezien de thymus nauw betrokken is bij het afweersysteem resulteert dit o.a. in een lagere immunologische weerstand tegen infectieziekten.

Fig. 2.1.



Uit Fig. 2.1. blijkt dat individuele congenere in twee qua structuur en receptor duidelijk te onderscheiden groepen uiteenvallen:

- 1) de groep die in de lever cytochroom P-450 induceert en
- 2) de groep die in de lever cytochroom P-448 induceert.

Het is de gevaarlijker tweede groep die op de dioxine-receptor aangrijpt.

Tot dusver is dit slechts aangetoond voor de 3,3',4,4',5,5'-, 3,3',4,4'- en 3,3',4,4',5-congeneren (Goldstein, 1980).

2.4.3. Effecten

2.4.3.1. Inleiding

Zoals hierboven reeds vermeld, is voor de mens de voeding de belangrijkste bron van PCB's. Een overzicht van de toxische effecten is reeds meerdere malen gegeven (IARC, 1978; Scheunert et al., 1979; OECD, 1982; NIOSH, 1977; WHO, 1976; Van Velsen et al., 1983). Deze paragraaf is grotendeels gebaseerd op het laatste overzicht, een evaluatie van de literatuur over de orale toxiciteit van PCB's voor de mens, in 1983 gepubliceerd door het RIVM te Bilthoven, aangevuld met enige recente gegevens.

Allereerst moet gezegd worden dat de menselijke epidemiologie bijna geheel beperkt is tot enkele ongelukken in Japan (het 'Yusho' - rijstolie - incident) en Taiwan, waarbij PCB-houdende vloeistoffen in voedingsmiddelen terecht kwamen. De evaluatie daarvan wordt ernstig bemoeilijkt doordat genoemde vloeistoffen sterk verontreinigd waren met o.a. PCDF's. Hoewel de PCB's in eerste instantie als de schuldigen van allerlei optredende ziekteverschijnselen (zoals chlooracne en andere ernstige huidaandoeningen) werden aangemerkt, is later overeenstemming onder de onderzoekers tot stand gekomen dat deze verschijnselen vermoedelijk toch vooral zijn teweeggebracht door de veel giftiger verontreinigingen. Gegevens over toxiciteit van individuele congenen voor de mens ontbreken ten enenmale.

Voor het trekken van conclusies betreffende de toxiciteit voor de mens zijn we dus volledig afhankelijk van gegevens betreffende proefdieren. Ondanks het vele onderzoek op dit gebied blijken bij de interpretatie van deze gegevens enkele ernstige problemen te rijzen. In de eerste plaats betreffen deze gegevens hoofdzakelijk experimenten met technische mengsels. Zodoende wordt voorbij gezien aan het in paragraaf 2.1. beschreven effect van "biologische filtering", het selectief accumuleren en versterkt doorgeven (in de voedselketen en aan het nageslacht) van bepaalde congenen uit technische mengsels. Een tweede ernstig probleem betreft extrapolatie van de proefdiergegevens naar de mens. Vanwege de enorme gevoeligheidsverschillen tussen de verschillende soorten organismen, waarvoor overigens geen eenduidige verklaring bestaat (J.G. Vos, pers. mededeling), kunnen proefdiergegevens slechts een globale indicatie geven van de toxiciteit voor de mens. De beste vergelijkbaarheid met de mens vinden we bij de aap. Hierbij worden echter niet alle effecten aangetroffen die bij de mens aan PCB's worden toegeschreven, b.v. geen porfyrie (een ernstige afwijking van het levermetabolisme). Verder is door hoge kosten het aantal studies met apen beperkt. Veel wordt verwacht van een re-

cent aangevangen studie met apen in Canada, waarvan de eerste resultaten vermoedelijk in de loop van 1985 beschikbaar zullen komen, maar die tot 1987 zal doorlopen.

2.4.3.2. Acute toxiciteit

De acute toxiciteit van PCB-mengsels is laag. De LD₅₀ (de dosis waarbij de helft van de proefdieren sterft) voor ratten bedraagt rond 4 g/kg lichaamsgewicht voor mengsels met een chloorgehalte van 21%, en meer dan 10 g/kg lichaamsgewicht voor mengsels met een chloorgehalte tot 62%. De LD₅₀ van mengsels ligt ook voor verschillende soorten organismen in dezelfde orde van grootte (WHO, 1976).

2.4.3.3. Subacute/subchronische toxiciteit

In proeven met ratten waarbij technische PCB-mengsels gemengd door het voer of rechtstreeks in de maag zijn toegediend, is inductie van microsomale leverenzymen het gevoeligste criterium gebleken. Bij hogere doses werden ook leverafwijkingen en een toename van het levergewicht waargenomen. In het algemeen werden bij doses lager dan 5 mg/kg voer geen effecten meer gevonden. De enige uitzondering daarop betrof een experiment waarin een PCB-mengsel werd toegediend dat qua samenstelling overeenkwam met de mengsels die in moedermelk worden aangetroffen. In dit experiment had een dosis van 0,04 mg/kg voer (0,002 mg/kg lichaamsgewicht) nog effect op de microsomale leverenzymen, hetgeen erop wijst dat "biologisch gefilterde" mengsels inderdaad toxischer zijn dan de technische mengsels.

Incidenteel is bij Rhesusapen geconstateerd dat technische mengsels afwijkingen van het maagslijmvlies veroorzaakten, maar er moet worden geconcludeerd dat alleen bij de rat de subacute/subchronische toxiciteit van PCB's voldoende is onderzocht. Als gemiddelde dosering zonder effect op de microsomale leverenzymen (het gevoeligste criterium) werd 2 mg/kg voer (0,1 mg/kg lichaamsgewicht) vastgesteld (Van Velsen et al., 1983).

2.4.3.4. Chronische toxiciteit/carcinogeniteit

Bij uitvoerige experimenten waarin ratten en muizen 6-22 maanden werden blootgesteld aan hoge doses (tot 500 mg/kg voer) van allerlei technische mengsels is komen vast te staan dat daardoor het voorkomen van tumoren in de maag, maar vooral in de lever, werd bevorderd. Uit proeven betreffende het mechanisme van deze tumorontwikkeling werd afgeleid dat PCB's niet zelf tumoren veroorzaken, maar de ontwikkeling van door andere oorzaken ontstane tumoren bevorderen (promotor werking).

2.4.3.5. Genetische toxiciteit

In de Ames-test bleken 4-chloorbifeny1 en Aroclor 1221 mutageen voor de Salmonella bacterie, maar Aroclor 1254 en 1268 niet. Ook in andere genetische testen, zoals met menselijke lymfocyten, chromosomen van de fruitvlieg en de rat en kruisingsproeven met ratten, bleken de geteste technische mengsels met hoog chloorgehalte (Aroclor 1242, 1254, 1268 en Clophen A30 en A50) niet mutageen. Gegevens over mengsels met een laag chloorgehalte ontbreken grotendeels en lijken door het resultaat met 4-chloorbifeny1 juist van belang.

2.4.3.6. Reproductie toxiciteit

Reproductiestudies zijn uitgevoerd met ratten, konijnen, nertsen, fretten en apen. Daarbij bleken apen en nertsen het meest gevoelig op dit punt. De laagst geteste dosering van ongeveer 2 mg/kg voer (0,1 mg/kg lichaamsgewicht) had nog duidelijk effect, zodat geen dosis zonder effect vastgesteld kon worden. Niet alleen werd het aantal nakomelingen verminderd, maar ook hun geboortegewicht en levensduur. Verder vertoonden bij Rhesusapen zowel moeder als jongen bij deze dosis nog ernstige huidafwijkingen (o.a. chlooracne en overmatige pigmentatie). Bij Cynomolgus moederapen werd ook een verminderde immuunfunctie geconstateerd en verhoorning van de huid, vooral bij de nagels. Een nieuwe Canadese studie met apen loopt op dit moment nog, evenals een Nederlandse studie met zeehonden op het RIN te Texel (P. Reijnders, pers. mededeling). De resultaten hiervan zullen de komende twee jaar geleidelijk ter beschikking komen.

2.4.3.7. Immuun toxiciteit

Zoals in paragraaf 2.4.2. al is aangegeven kunnen sommige PCB-congeneren effect op het immunologisch afweersysteem hebben, b.v. wanneer ze door structuurgelijkens kunnen aangrijpen op de TCDD-receptor in de thymus (Miller, 1983). Ook is in 2.4.3.6. al de verminderde immuunfunctie bij ratten gememo-reerd. Hoewel er wel enkele onderzoeken specifiek naar de invloed op de immuunfunctie zijn verricht die erop lijken te wijzen dat technische mengsels in hoge dosering invloed hebben op de immuunfunctie bij ratten, cavia's, konijnen en apen, ontbreken toch voor PCB's vele van de meest elementaire systematische gegevens. Daarbij moet aangetekend worden dat het immuunsysteem van muizen tamelijk ongevoelig is voor verstoring. Dat die door PCB's toch wordt veroorzaakt geeft het belang van dit effect aan.

2.4.3.8. Menselijke epidemiologie

De epidemiologie bevat slechts een beperkt aantal gegevens. Het blijkt dat hoge beroepsmatige blootstelling aan PCB's vooral aanleiding geeft tot ernstige huidziekten, zoals chlooracne en dermatitis. Ook veranderingen in vet-metabolisme en leverfunctie zijn waargenomen. Door gebrek aan gegevens kon niet worden vastgesteld of er correlatie bestaat tussen blootstelling aan PCB's en kankersterfte. De conclusie moet worden getrokken dat de epidemiologische gegevens onvoldoende zijn om de toxiciteit van PCB's voor de mens te evalueren. De blootstellingsniveau's zijn veelal onbekend of onzeker. Bij beroepsmatige blootstelling zal overigens de orale opname waarschijnlijk niet op de voorgrond staan, en over dermale opname (via de huid) is weinig bekend (NIOSH, 1977; IARC, 1978; Kimbrough, 1980). In een buitenlands onderzoek (Chase et al., 1982) is gevonden dat na direct contact significant hogere PCB-waarden in plasma en vet aanwezig waren bij 120 mannen in een arbeidssituatie. Omdat PCB's in Nederland niet meer in produkten verwerkt worden is beroepsmatige blootstelling in ons land alleen van belang voor werkers die werkzaamheden moeten verrichten aan bestaande apparatuur met PCB's gevuld of betrokken bij de PCB-afvalverwijdering.

2.5. Samenvatting

Op grond van de in dit hoofdstuk vermelde, bekende gegevens over toxicologische effecten van PCB's kan worden gesteld dat een opnamegrens voor de mens van 0,001 mg/kg lichaamsgewicht/dag (WHO, 1976) als te hoog moet worden beschouwd.

Om een kwantitatief goed onderbouwde nieuwe opnamegrens vast te stellen ontbreken met name nog gegevens betreffende:

- het niveau zonder effect op de reproductie van met name apen,
- het niveau zonder effect op de bevordering van tumoren bij o.a. ratten en muizen, en
- de eventuele hogere gevoeligheid van zuigelingen als bijzondere risicogroep met een hoge blootstelling via de moedermelk,
- beter inzicht in de samenstelling en toxiciteit van de biologisch gefilterde PCB-mengsels waaraan de mens wordt blootgesteld.

Dit laatste werd onlangs nog bevestigd op een internationaal symposium over belasting van moedermelk met organochloorverbindingen (WHO, 1985). Een interim-rapport van de Gezondheidsraad hierover betreffende de Nederlandse situatie is in 1985 verschenen.

In de onmiddellijke toekomst zijn geen gegevens te verwachten die in de huidige lacunes kunnen voorzien, zodat vooralsnog de gegevens ontbreken om een goed onderbouwde nieuwe opnamegrens voor te stellen.

3. AFVAL

3.1. Inleiding

In hoofdstuk 1 zijn de produkten waarin PCB's zijn verwerkt en/of voorkomen behandeld. Op een gegeven moment komen deze produkten in het afvalstadium terecht. In dit hoofdstuk komt het voorkomen en verwerken van deze produkten en/of PCB's in een aantal afvalstromen aan de orde.

Het PCB-houdend-afval valt globaal in een drietal categorieën in de delen:

1. Industrieel afval. Hier vallen de PCB's in transformatoren en condensatoren en de PCB's in chemisch afval en afgewerkte olie onder.
2. Huishoudelijk afval. Hier vallen PCB's in papier, rioolwater en zuiveringsslib onder.
3. Baggerspecie. De PCB's in baggerspecie vormen, onder andere door het grensoverschrijdend karakter van slib, een aparte categorie.

In deze categorieën kan men PCB's in puntbronnen (transformatoren) en diffuse bronnen (papier, rioolwater) onderscheiden. Bij puntbronnen gaat het om relatief kleine hoeveelheden afval waar PCB's in hoge concentraties (> 50 ppm) voorkomen.

Naast het voorkomen van PCB's in afval (3.2.) zal in 3.3. aandacht worden geschonken aan de verwerking van PCB-houdend afval.

Conclusies ten aanzien van het voorkomen van PCB's in afvalstoffen, de verwerkingsmethoden en genomen beleidsmaatregelen komen in 3.4. aan de orde.

3.2. PCB's in afvalstoffen

3.2.1. Industrieel afval

3.2.1.1. Transformatoren en condensatoren

Op grond van de bijdrageregeling kan verwacht worden dat het grootste deel van de transformatoren en grote condensatoren (> 1 kg) in de jaren 1984-1989 in het afvalstadium zal komen (zie Tabel 3.1.). Deze transformatoren en condensatoren worden ingezameld en voor verwerking opgestuurd naar een verbrandingsinstallatie in Engeland of Frankrijk. Verwacht mag worden dat de milieubelasting voor Nederland in dit geval gering zal zijn.

Van de circa 22 miljoen PCB-bevattende kleine condensatoren is circa 98% in TL-armaturen van kantoren, openbare verlichting en bedrijfsruimten verwerkt. Verwacht kan worden dat een groot gedeelte van deze TL-armaturen zowel via het kantoorafval (in 1982 circa 2,5 miljoen ton) als via het bouw- en sloopafval (in 1982 6 miljoen ton) in het milieu terecht zullen komen.

Bij een geleidelijk vrijkomen van TL-armaturen en een levensduur van 15 tot 20 jaar zal bij een gemiddeld gehalte van 5 gram PCB's per condensator circa 7,5 ton PCB's per jaar in het afval terecht komen. Dit komt neer op een gemiddelde van 0,9 mg/kg aan PCB's in deze afvalstoffen.

Tabel 3.1. Aanbod PCB-afval in het kader van de bijdrageregeling in de jaren 1984-1989

Aantal	Soort	PCB (ton)	PCB-houdend afval (ton)
880	transformatoren	400	2000
18.000	grote condensatoren	90	1000
22.000.000	kleine condensatoren (vnl. TL-armaturen)	120	1200
	diversen (immersie-olie e.d.)	-	800
	Totaal	610	5000

bron: PCB-notitie, 1985

3.2.1.2. Afgewerkte olie

Bij afgewerkte olie gaat het grotendeels om tweedehands olie die bij garages ingezameld wordt. In deze olie worden soms PCB's opzettelijk bijgemengd waarna de olie tegen extra aantrekkelijke prijzen als stookolie te koop wordt aangeboden. Deze olie is voor een groot deel afkomstig uit België en Duitsland. Stookolie wordt voornamelijk gekocht door tuinderijen en scheepvaart. De PCB's zullen tijdens de verbranding voor het grootste deel naar de atmosfeer geëmitteerd worden.

In 1982 werd door het IVM in opdracht van het Ministerie van VROM in afvalolie het PCB-gehalte bepaald (De Voogt, 1982). In 3 van de 5 onderzochte monsters werden PCB's aangetroffen in concentraties van respectievelijk 3, 3 en 122 mg/kg (als Aroclor 1254). Naar aanleiding van deze gegevens is er een 1 jaar durend onderzoek gestart naar het voorkomen van PCB's in afgewerkte olie. Op grond van metingen verricht in het kader van dit onderzoek, is er beslag gelegd op partijen afgewerkte olie afkomstig uit Duitsland. Deze partijen waren bestemd voor bijmenging in scheepsolie, het PCB-gehalte bedroeg 200-600 mg/kg. Tabel 3.2. geeft een overzicht van de resultaten van dit on

derzoek in het 1e en 2e kwartaal van 1985.

In 1982 bedroeg de hoeveelheid afgewerkte olie 68.000 ton. Bij een verondersteld gemiddelde concentratie aan PCB's van 5 mg/kg gaat het dan om circa 340 kg PCB's.

Tabel 3.2. PCB's in afvalolie en afgewerkte olie

Tijdvak (1985)	Aantal monsters per categorie gehalten (gehalten in mg/kg)				
	2	2-10	11-50	51	≥ 100
1e kwartaal	33	29	11	3	3
2e kwartaal	38	21	1	0	0

Bron: VROM, 1985 (ongepubliceerd)

3.2.1.3. Chemisch afval

In Nederland komt jaarlijks circa 500.000 ton afval vrij, dat valt onder de Wet Chemische Afvalstoffen. Zoals in hoofdstuk 1 is vermeld kunnen bij de produktie van een groot aantal stoffen PCB's als bijprodukt ontstaan (zie Bijlage II). De gehalten kunnen sterk uiteenlopen, zo zijn er in organische pigmenten tussen de 0,1 en de 1000 mg/kg PCB's aangetroffen. In de jaren vijftig is veel chemisch afval gestort, onder andere in Gouderak waar in de grond onder de Zellingewijk naar schatting 13 ton PCB's is aangetroffen (Grontmij, 1982). Verdere gegevens over het voorkomen van PCB's in chemisch afval zijn niet bekend.

3.2.2. Huishoudelijk afval

3.2.2.1. Vast huishoudelijk afval

In 1982 bedroeg de hoeveelheid vast huishoudelijk afval (inclusief grof huisvuil en markt- en roostervuil) circa 5,5 miljoen ton. Een aantal bronnen van PCB-houdend afval hierin zijn:

- Drukinkten, papier en verpakkingsmateriaal.

In het verleden is een aantal malen PCB's aangetroffen in papier (Tabel 3.3.). Uit de tabel blijkt dat een grote spreiding in de gevonden waarden optreedt. Indien men, met enige voorzichtigheid, het gehalte aan PCB's op 100 µg/kg stelt, dan kan men bij een gemiddeld gehalte van 25% papier in het huishoudelijk afval ervan uitgaan dat het om een totale belasting van

maximaal 140 kg PCB's gaat.

- Kunststoffen en rubbers (als weekmaker).

In Nederland zijn PCB's niet als zodanig toegepast, maar via import uit Frankrijk (in 1974 werd daar 500 ton PCB's als weekmaker toegepast) en Italië (in 1973 300 ton) is in Nederland toch het één en ander terecht gekomen. Het is onbekend om welke hoeveelheden dit gaat. Naar verwachting leveren kunststoffen en rubbers echter slechts een geringe bijdrage omdat het gebruik van PCB's als weekmaker in 1975 werd beëindigd.

Tabel 3.3. PCB in papier en verpakkingsmateriaal

Materiaal	PCB* (µg/kg)
wit A4	< 100
rose schutblad	< 100
broodzakjes	< 100
luchtpost	< 100
kladblok (kringloop)	< 100
papieren handdoekjes	1390 - 3560
VPRO-gids	< 100
tijdschrift (foto's)	< 100
toiletpapier licht	2850 - 6690
donker	7740 - 1980
karton 1	1180 - 3950
2	4270 - 5410

* als Aroclor 1242 m.b.v. capillaire GC

bron: De Voogt, 1982

Het vast huishoudelijk afval wordt voor circa 2% tot compost verwerkt door met name de VAM. Gehalten over het voorkomen van PCB's in Nederlands compost zijn niet bekend. Ter illustratie is in Tabel 3.4. het voorkomen van PCB's in compost in Duitsland opgenomen.

Tabel 3.4. PCB's in grond en compost (als Clophen A50/A60)

Grond	Plaats	Jaar	PCB (mg/kg d.s.)
ongerijpte compost	Elaubeuren	1972	1,9
gerijpte compost	Elaubeuren	1972	4,4
gerijpte compost	Schweinfust	1972	3,7
gerijpte compost	Geiselbullach	1973	2,9

bron: Scheunert, 1979

3.2.2.2. Rioolwater

Rioolstelsels kunnen worden onderverdeeld in gecombineerde en gescheiden stelsels, waarbij in het laatste geval het vuilwater- en het regenwaterriool gescheiden zijn. In 1979 is er door het RIZA een onderzoek verricht naar de aanwezigheid van milieuvreemde stoffen in rioolwater (RIZA, 1980). De PCB's werden bepaald als Aroclor 1260. Bij een gecombineerd stelsel in Leiden werden 0,2 µg PCB/l gevonden, in een vuilwaterriool in Nijmegen 0,5 µg PCB/l en in een regenwaterriool in Zoetermeer 0,09 µg PCB/l. In 1982 werd door het RIZA nogmaals een onderzoek naar het voorkomen van PCB's in het rioolwater uitgevoerd (Van Luin et al., 1984). Ditmaal werden een aantal individuele PCB's bepaald. Zowel het influent als effluent van een aantal RWZI's werden bemonsterd. Uit de metingen bleek dat de PCB's voor ca. 90% in het zuiveringsslib achterblijven (Tabel 3.5.).

Tabel 3.5. PCB's in rioolwater in 6 zuiveringsinstallaties* in 1982

PCB nr.	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Verwijdering (%)
8	0,14	0,012	90
18	0,10	0,012	88
28	0,10	< 0,010	> 90
52	0,13	0,012	91

* Het zuiveringsslib bevatte gemiddeld 500 µg PCB's/kg d.s. (op basis van de 6 individuele congenen)

bron: Van Luin et al., 1984

De PCB's kunnen op een drietal manieren in het rioolwater terecht komen:

1. Door depositie van PCB's uit de lucht.
2. Door lozingen van kleine bedrijfjes op het riool.
3. Door de huishoudens.

De concentraties aan PCB's in het huishoudelijk afvalwater is ook onderzocht (Tabel 3.6.). Een eerste schatting van de bijdrage aan het PCB gehalte in het rioolwater ligt in de orde van 10%.

Tabel 3.6. PCB's in huishoudelijk afvalwater

PCB nr.	Concentratie (µg/l)	Bijdrage huishoudens aan PCB's in rioolwater (%)
28	0,019	6 - 13
52	< 0,01	0,7 - 7
101	0,011	
138	0,011	
153	0,011	
180	0,011	

bron: Van Luin et al., 1984

3.2.2.3. Zuiveringsslib

Per 1 januari 1985 waren er 470 rioolwaterzuiveringsinstallaties in bedrijf waar afvalwater mechanisch en/of biologisch wordt gezuiverd. De van deze inrichting afkomstige hoeveelheid zuiveringsslib bedroeg in 1982 3,6 mln. m³, zijnde 206.000 ton droge stof. Bovendien komt er slib vrij van 253 zuiveringsinstallaties die in bedrijf zijn bij industriële vestigingen.

Een aanzienlijk deel van het zuiveringsslib wordt gestort. Daarnaast wordt zuiveringsslib gebruikt om de stortplaats te voorzien van tussentijdse en eindafdekkingen. Met name bij de laatste toepassing dient het slib opgewerkt te worden tot een goede kwaliteit zwarte grond. Daar een goede afdekgrond voor stortplaatsen kostbaar is, vervult zuiveringsslib hierin een nuttige rol.

In Nederland wordt bij het Gemeenschappelijke Vuilverbrandingsbedrijf Dordrecht e.o. en in een verbrandingsinstallatie bij Oss het zuiveringsslib verbrand.

In de afvalstoffenwet is zuiveringsslib aangegeven als een afvalstof waarvoor provinciale richtlijnen dienen te worden opgesteld. In februari 1980 is op initiatief van de Unie van Waterschappen en met instemming van de meest betrokken ministeries de "Richtlijn voor de afzet van vloeibaar zuiveringsslib ten behoeve van gebruik op bouw- en grasland" gepubliceerd. In 1984 is deze regeling bijgesteld.

In de periode 1975-1983 is meerdere malen het gehalte aan PCB's in zuiveringsslib bepaald (zie Tabel 3.7.). Met enige voorzichtigheid, omdat de metingen door meerdere instituten met verschillende methodes zijn gedaan, kan geconcludeerd worden dat er geen dalende trend in de gehalten van PCB's in zuiveringsslib is vast te stellen. In 1982 was er sprake van een PCB-belasting door zuiveringsslib van het milieu (voornamelijk de bodem) van circa 120 kg PCB (0,45 mg/kg, op basis van 6 individuele PCB's).

Tabel 3.7. PCB's in zuiveringsslib

Jaar	Concentratie (mg/kg d.s.)***	Aantal RWZI's	Bron ****
1975-76	0,95*	143	Unie van Waterschappen
1978	0,80*	202	Unie van Waterschappen
1980	0,72*	12	WZS Rivierenland
1981	0,62*	22	WZS Rivierenland
1981	0,34*	386	Unie van Waterschappen
1982	0,42**	-	RIKILT
1982	0,2 - 0,7**	-	RIZA
1982	0,41*	23	WZS Rivierenland
1983	0,96**	24	WZS Rivierenland
1983	0,37**	7	RIVM

* als Aroclor 1254

** 6 individuele PCB's; RIVM 5 individuele PCB's (zonder nr. 52 in verband met een storende stof met dezelfde retentietijd); RIKILT sommatie 15 individuele PCB's

*** Zuiveringsslib bevat 40-50% organische stof

**** Zie hoofdstuk Literatuur

3.2.3. Baggerspecie

3.2.3.1. Inleiding

Slib komt als natuurlijk bestanddeel voor in alle Nederlandse wateren. De mate waarin dit slib bezinkt verschilt van gebied tot gebied. Zo zal in het mondingsgebied van de Rijn en Maas door stroomvertraging een versnelde bezinking van het meegevoerde slib optreden. Dit slib bestaat naast natuurlijk materiaal als zand, kleideeltjes en organisch materiaal ook uit verontreinigingen die door menselijk toedoen in de rivieren zijn geloosd.

Naar schatting komt jaarlijks in rijkswateren circa 40-50 mln. m³ baggerspecie vrij bij baggerwerkzaamheden in rivieren en toegangsheulen naar met name de zeehavens. De locaties waar jaarlijks de grootste hoeveelheden baggerspecie vrijkomen zijn (IMP Afvalstoffen, 1984):

- de Westerschelde (15-20 mln. m³); de baggerspecie wordt grotendeels elders in de rivier teruggestort;
- de IJmond bij IJmuiden (3-5 mln. m³); vrijwel de gehele hoeveelheid uit zee aangevoerde baggerspecie wordt in zee teruggestort;
- de Eemsmond (circa 2 mln. m³); deze baggerspecie wordt gestort in de bocht van Wattum en in de mond van de Dollard;
- de Rijnmond (20-25 mln. m³); in deze regio wordt slib gebaggerd dat een

zeer gevarieerde verontreinigingsgraad heeft en op grond van toenemende mate van verontreiniging in de volgende kwaliteitsklassen is ingedeeld:

klasse 1: 14 mln. m³; specie uit het westelijk havengebied (Europoort, Maasmond en de Nieuwe Waterweg);

klasse 2: 4,2 mln. m³; specie uit het middenhavengebied;

klasse 3: 3-4 mln. m³; specie uit de oostelijke havens en rivieren;

klasse 4: ca. 0,5 mln. m³; lokaal ernstig verontreinigde specie uit het oostelijk- en middenhavengebied.

Daarnaast komt jaarlijks in verband met het onderhoud van watergangen (sloten, vaarten, kanalen en beken) in beheer bij waterschappen, provincies en gemeenten, in het gehele land een bepaalde hoeveelheid baggerspecie vrij.

3.2.3.2. Voorkomen PCB's in baggerspecie

De specie afkomstig van de Rotterdamse havens en meer landinwaarts gelegen gebieden wordt van oudsher op het land gebracht en gebruikt als ophoogmateriaal. Deze methode is thans aan veel kritiek onderhevig vanwege de verontreinigingen, die met de baggerspecie op het land worden gebracht. In 1980 is door het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (Van Driel, 1980) in opdracht van de gemeentewerken Rotterdam een onderzoek gedaan naar het voorkomen van verontreiniging in opgespoten slib in de Broekpolder. Bepaald werd onder meer het PCB-gehalte (zie Tabel 3.8.).

Tabel 3.8. PCB's in opgespoten havenslib in de Broekpolder

Jaar storting	Hoeveelheid baggerspecie (mln. m ³)	PCB als Aroclor 1260 (mg/kg Org. C)	Org. C** (%)	Totaal PCB* (kg)
1964	-	19	3,3	-
1965	-	20	4,9	-
1967	0,53	20	4,9	260
1969	> 1,51	23	5,5	> 960
1971	1,05	18	4,0	380
1972	> 0,94	28	4,7	> 620
1973	0,51	28	5,4	390
1975	1,69	37	5,3	1660
Totaal	> 6.23			>4300

* uitgaande van 500 kg droge stof per m³ baggerspecie

** omgerekend uit het organisch stofgehalte

bron: Van Driel, 1980

De specie afkomstig van de Maasmond, Europoort, Nieuwe Maas en het mondingsgebied van de Botlek wordt in de kustwateren gedumpt op de "Loswal Noord". Deze Loswal ligt direct ten noorden van Hoek van Holland, 5 km uit de kust.

Uit metingen die in opdracht van de gemeentewerken Rotterdam zijn verricht, blijkt het gemiddelde PCB-gehalte in het slib circa 5 mg/kg Org. C te bedragen (zie Tabel 3.9). Op basis van 6 PCB's gaat het in 1984 om ca. 4,8 ton PCB's in de baggerspecie.

Tabel 3.9. PCB's in havenslib van het Rijnmondgebied

		PCB-gehalte (mg/kg Org. C)	Org. C* (%)
1981	als Aroclor 1254	7,6	3,8
1984	als Aroclor 1260	3,9	4,4
1984	Σ 6 PCB's	4,5	4,4

* omgerekend uit organische stof

bron: Gemeentewerken Rotterdam, 1982; 1984

Het is aannemelijk dat de gestorte specie het fysische milieu en daarmee de flora en fauna van de sedimentengebieden zoals de Waddenzee, zal beïnvloeden. De mate van deze beïnvloeding is moeilijk te voorspellen. Toevoer van slibdeeltjes, zware metalen en milieuvreemde stoffen betekent in elk geval een verhoogde belasting van het marine ecosysteem. Vooral persistente milieuvreemde stoffen als PCB's kunnen op lange termijn via accumulatie in de voedselketen grote invloed hebben op de natuurlijke waarden van de Noordzee en de aangrenzende kustgebieden. Weliswaar heeft de berging in zee van baggerspecie geen directe gevolgen voor de gezondheid van de mens, echter door consumptie van gecontamineerde vissen e.d. kan de gezondheid worden beïnvloed. Daarnaast zijn op lange termijn verschuivingen in het ecosysteem mogelijk, met gevolgen voor de verspreiding en dichtheid van (commercieel belangrijke) diersoorten. De mogelijke bergingsvarianten van het storten in zee blijven beperkt tot de lokatiekeus en de vormen van landaanwinning. Wijziging van de bergingslocaties kan gunstige gevolgen hebben voor de direct bedreigde kustgebieden en de Waddenzee, doch zal voor andere visrijke gebieden nadelige gevolgen kunnen hebben.

Door de Projectorganisatie Grootschalige Locatie is gezocht naar alternatieven (PGL, 1984). In de PGL wordt samengewerkt door Gemeente Rotterdam, Open-

baar Lichaam Rijnmond en Rijkswaterstaat (Direktie Noordzee en Direktie Benedenrivieren). Door de PGL wordt geschat dat er jaarlijks in het Rijnmond-gebied een hoeveelheid van 9 miljoen m³ baggerspecie (klasse-2 en klasse-3) vrij zal komen. Het is de bedoeling om dit vrijkomende havenslib tot aan het jaar 2005 te storten op een nieuw in zee aan te leggen lokatie bij de Maas-vlakte (Slufterdamprojekt). Voor z.g. klasse-4 specie, dat wil zeggen lokaal ernstig vervuilde havenslib, zal naar andere verwerkingsmogelijkheden omgezien worden.

3.2.4. Overzicht

In Tabel 3.10. is een overzicht gegeven van de afvalstoffen waarin PCB's kunnen voorkomen. De gegeven PCB-concentraties zijn gedeeltelijk gemeten en gedeeltelijk berekend, zoals de 7,5 ton PCB's die jaarlijks als TL-armaturen vrijkomen. Als belangrijkste bronnen van PCB's komen de kleine condensatoren en het havenslib naar voren.

Tabel 3.10. Overzicht van soorten afvalstoffen en naar schatting geproduceerde hoeveelheden in 1982

Categorieën	Geproduceerde*** hoeveelheden (tonnen)	PCB- conc. (mg/kg)	PCB- hoeveelh. (kg)
1. Kleine condensatoren in bedrijfs-, bouw- en sloopafval			7.500
Afgewerkte olie (WCA)	68.000	5,0	340
Chemisch afval (WCA)	300.000	p.m.	p.m.
Industrie-afval	2.000.000	p.m.	p.m.
2. Huishoudelijke afvalstoffen	4.100.000	0,03*	120
Grof huisvuil	550.000	0,03*	20
Veeg-, markt-, plantsoen-, drijfafval, roostervuil	900.000	0,03*	30
Zuiveringsslib	206.000	0,45	100
3. Havenslib, baggerspecie	48.000.000	0,1**	4.800
Agrarisch afval	1.300.000	p.m.	p.m.
Ziekenhuisafval	150.000	p.m.	p.m.
Autobanden	39.000	p.m.	p.m.
Totaal			12.910

* Geschatte concentratie op basis van vrijkomen van PCB-bronnen

** Uitgaande van 50% droge stof

*** IMP afvalstoffen, 1984

3.3. Verwerking van PCB's

3.3.1. Inleiding

PCB's vallen onder het regime van klasse A van het Stoffen- en processenbesluit op grond van de WCA. Hiervoor geldt een concentratiegrens van 50 mg/kg, hetgeen betekent dat deze stoffen in vrijwel alle gevallen moeten worden aangemerkt als chemisch afval. De WCA kent een uitzondering voor "voorwerpen" die in het afvalstadium zijn geraakt. Op PCB-bevattende transformatoren en grote condensatoren, gewicht groter dan 1 kg, is deze uitzondering niet van toepassing. Deze transformatoren en condensatoren dienen als PCB-afval te worden afgevoerd als de PCB-vloeistof nog in deze apparaten aanwezig is. Is de PCB-houdende vloeistof uit de apparatuur verwijderd dan vallen de vaste reststoffen onder de WCA en dienen als PCB-afval te worden verwijderd als het PCB-gehalte in de achtergebleven vloeistofresten groter is dan 500 mg/kg.

De gevaren verbonden aan het gebruik van PCB's zijn de laatste jaren door onderzoek, metingen en publicaties steeds duidelijker geworden. Met deze categorie afvalstoffen dient op zeer zorgvuldige wijze en volgens specifieke verwerkingsmethoden worden omgegaan. In Nederland zijn twee bedrijven die beschikken over de vereiste vergunningen op grond van de Wet Chemische Afvalstoffen (WCA) om de betreffende afvalstoffen op te slaan en te laten vernietigen, hetgeen vooralsnog in het buitenland geschiedt door verbranding bij hoge temperatuur.

De methoden om PCB-houdend afval te verwerken vallen uiteen in drie categorieën:

- 1) verbranden
- 2) storten
- 3) chemische destructie.

3.3.2. Verbranden

De voornaamste methode voor de verwijdering van PCB-houdend afval is verbranding. In daartoe geschikte verbrandingsovens kunnen PCB's volledig worden omgezet in C, CO, CO₂, HCl en Cl₂. Voorwaarden voor volledige verbranding zijn voldoende zuurstof, hoge temperatuur (boven de 1100°C) en een voldoende lange verblijftijd (enkele seconden) van de PCB's in de vuurhaard. Onder deze condities wordt de vorming van dibenzofuranen voorkomen. In de praktijk worden verbrandingstemperaturen aangehouden van 1100° tot 1400°C bij een ver-

blijftijd van 3 tot 5 seconden.

In Nederland beschikt de afvalverwerking Rijnmond (AVR) over een verbrandingsoven die aan deze condities kan voldoen. Er is echter geen gasreinigingsinstallatie aanwezig voor de verwijdering van de gevormde zoutzuurdampen. Verwerking van PCB-afval vindt bij AVR dan ook alleen op kleine schaal plaats (Tabel 3.11.). In het algemeen wordt het aangeboden chemisch afval niet gecontroleerd op PCB's, zodat mogelijk meer PCB-houdend afval verwerkt wordt.

Tabel 3.11. Geregistreerd PCB-houdend afval aangevoerd bij de AVR

1975	20 ton PCB-bevattende kleine condensatoren
1976	1 ton PCB, 1 transformator en 2 grote condensatoren
1977-84	enige honderden kilo's PCB-bevattend afval per jaar

bron: Gorter, 1980; pers. med. AVR, 1985

Het grootste deel van het Nederlands PCB-houdend afval (totaal circa 5000 ton) wordt in het buitenland verbrand (Rechem, Engeland; Tredi, Frankrijk).

3.3.3. Storten

In het algemeen wordt het storten van PCB-houdend afval als ongewenst beschouwd, omdat PCB's nauwelijks worden afgebroken in het milieu en op de lange duur PCB's uit de afvalstoffen zullen vrijkomen.

3.3.4. Chemische destructie

Met name in de V.S. zijn in de afgelopen jaren veel processen ontwikkeld om PCB's via chemische reacties af te breken. Deze processen zijn meestal bedoeld om het PCB-gehalte in transformatoren van circa 500-10.000 mg/kg (0,05 - 1%) terug te brengen tot minder dan 50 mg/kg (Barros, 1983).

3.4. Conclusies

- Gezien het voorkomen van ongewenste hoeveelheden PCB's in het afval zal er gestreefd moeten worden naar een verbod voor het op de markt brengen van PCB's; dit zal ondermeer in internationaal verband moeten gebeuren.

- PCB-condensatoren uit TL-armaturen geven in het afvalstadium aanleiding tot milieuverontreiniging. Er moet gestreefd worden naar een aparte inzamelingsregeling in de afvalfase van alle condensatoren in TL-armaturen geïntalleerd vóór 1 januari 1982.
- Naast de bijdrageregeling zal de overheid ook sterk moeten toezien op de naleving van de voorschriften. Dit geldt vooral voor de mogelijke bijmenging van PCB's in afgewerkte olie.
- PCB's ontstaan als bijproduct bij de produktie van een aantal chemische stoffen. Hoewel niet exact bekend is hoeveel PCB's hierdoor in omloop worden gebracht, is wel duidelijk dat de omvang van de milieuverontreiniging hierdoor momenteel nog van ondergeschikt belang is vergeleken met de verontreiniging door PCB's in bestaande apparatuur.
- In het buitenland is onvoldoende capaciteit om PCB-houdend afval als transformatoren en condensatoren te vernietigen. Nagegaan zal moeten worden in hoeverre er in Nederland een verwerkingsinstallatie voor PCB-verontreinigde grond moet komen.

4. WATER

4.1. Inleiding

In dit gedeelte van het rapport wordt aandacht besteed aan het voorkomen van PCB's in het aquatisch milieu. Achtereenvolgens worden de onderzoeks resultaten behandeld voor de Rijn, Maas, de overige binnenwateren, de Waddenzee en de Noordzee. Zowel het opgelost PCB-gehalte als het totaal PCB-gehalte (inclusief de aan het zwevend stof geadsorbeerde fractie) worden in beschouwing genomen. Het geheel wordt voorafgegaan door enkele algemene opmerkingen over waterkwaliteitsgegevens en over de gegevens die van belang zijn voor het interpreteren van het PCB-gehalte in oppervlaktewater. Tevens wordt in 4.8. het een en ander vermeld over de monitoring van PCB's m.b.v. organismen.

4.2. Interpretatie en toetsing van waterkwaliteitsgegevens

4.2.1. Interpretatie

Alvorens over te gaan tot het presenteren van het overzicht van de PCB-gehalten in Nederlandse binnen- en kustwateren worden enkele facetten besproken die bij de bestudering van deze gegevens in acht dienen te worden genomen.

- a. Van zeer groot belang is de monstername. Alle inspanning voor een kwantitatieve bepaling is alleen zinvol indien het monster op de juiste wijze en plaats wordt genomen. Wat betreft de wijze van monstername is vooral, in verband met contaminatie, het gebruikte materiaal van belang.

De plaats van de monstername vereist eveneens veel zorg. Meestal is de rivier op de plaats waar de monsters moeten worden genomen niet volledig homogeen. Algemene oplossingen voor dit probleem zijn moeilijk te geven. Voor Lobith, een belangrijk monsterpunt, is hier een uitvoerige studie aan gewijd (Jagtman, 1984b).

Behalve de plaats is ook de diepte waarop het monster wordt genomen van belang. Vooral voor de bepaling van de hoeveelheid zwevende stof, waaraan een groot deel van de PCB's is geadsorbeerd, is dit een kritische keuze. Veelal worden de monsters 0,5 m onder het wateroppervlak genomen.

- b. Afvoer- en vrachtberekeningen zijn in de grote rivieren voor velerlei doeleinden van belang. Gezien de bovengenoemde inhomogeniteit van de rivieren is de berekening van de afvoer dikwijls niet eenvoudig. In Lobith

is vele jaren gebruik gemaakt van gemiddelden tussen de Duitse en de Nederlandse afvoergegevens die duidelijk verschillend waren. In de laatste jaren worden hier de Nederlandse cijfers gebruikt.

De berekening van de vracht die tot stand komt door het gehalte aan PCB's te vermenigvuldigen met de afvoer levert een waarde op die, gezien bovenstaande opmerkingen, niet méér aangeeft dan een grove benadering.

De grootte van de waterafvoer heeft uiteraard ook gevolgen voor de concentratie van de stoffen in het water. Het gehalte zal enerzijds door extra erosie en opwerveling van bezonken materiaal een verhoging te zien geven, anderzijds zal bij hoge afvoer een verdunning plaatsvinden.

- c. Het gehalte aan zwevend stof is vooral bij beschouwingen over het totaal PCB-gehalte in het water van groot belang daar PCB's sterk aan de in het water zwevende stof adsorberen. Bij lage afvoer zal het zwevend stof met de daaraan gehechte PCB's in kribvakken en stuwpanden bezinken waardoor in een dergelijke situatie een lagere vracht aan PCB's wordt gevonden. Bij hogere afvoeren zal dit slib opwervelen waardoor de vracht aan PCB's sterk kan oplopen. Daarbij komt nog dat het zal afhangen van de voorafgaande periode (hoge of lage afvoer) in welke mate dit verschijnsel zal optreden. Gesteld kan worden dat voor stoffen die zich sterk hechten aan rivierslib de vracht bij gelijkblijvende emissies sterk kan wisselen als gevolg van veranderingen in de waterafvoer en de vracht aan zwevend stof. Dat dit fenomeen voor PCB's van belang is toont onderstaande Tabel 4.1. waarin is aangegeven welk percentage te beschouwen is als aan zwevend stof gebonden.

Tabel 4.1. Fracties van PCB's, gebonden aan zwevend stof (in %) t.o.v. totaal PCB-gehalte in ongefiltreerd water

PCB (congeneer nr.)	Zwevend stof*		K _{OC} ** (berekend)
	40 mg/l	100 mg/l	
28	30	51	0,21 x 10 ⁶
52	62	80	0,82 x 10 ⁶
101	87	94	3,3 x 10 ⁶
138	95	98	10 x 10 ⁶
153	95	98	10 x 10 ⁶
180	99	99,5	41 x 10 ⁶

* Uitgaande van 5% organisch koolstof

** Evenwichtsconstante; beschrijft de verdeling van PCB's over water en organisch koolstof

4.2.2. Toetsing

Het waterkwaliteitsbeleid loopt over twee sporen: enerzijds de directe emissie-aanpak, anderzijds de waterkwaliteitsaanpak. In de doelstelling van de laatste valt een zekere ontwikkeling te constateren. Werd vroeger de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater gekoppeld aan het directe gebruik door de mens, in de huidige opvatting is de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater tevens gericht op de instandhouding of het terug verkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid aan soorten organismen en aquatische ecosystemen.

Met betrekking tot de waterkwaliteitsdoelstellingen wordt een belangrijke rol toegedacht aan het begrip basiskwaliteit (IMP Water 1980-1984). De doelstelling van de basiskwaliteit kan als volgt worden omschreven: "Een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaakt, er niet vervuild uitzielt (drijvend vuil, verkleuring), goede levenskansen biedt aan een aquatische levensgemeenschap, waarvan ook hogere organismen (zoals diverse vissoorten) deel uit kunnen maken en dat tevens ecologische belangen buiten het water (b.v. vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) worden beschermd."

Voor PCB's wordt in het IMP water 1985-1989 een basiskwaliteitsnorm van 6 ng/l aangehouden, zijnde een sommatie van 6 uitgekozen PCB's (zie Hoofdstuk 1). Voor de toetsing aan de norm dient de mediaanwaarde van de meetreeks van één jaar te worden genomen.

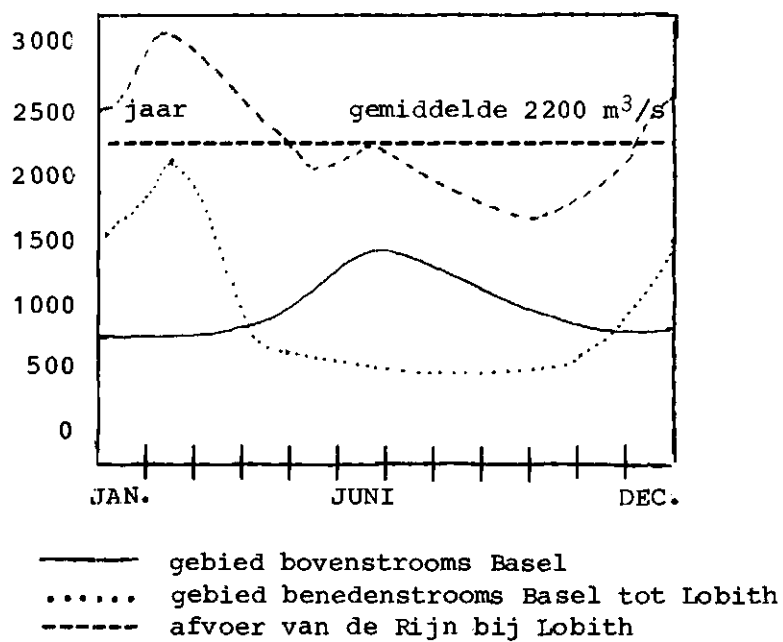
4.3. De Rijn

Vanaf de bron tot aan de splitsing van de Rijn even voorbij Lobith, in het Pannerdensch Kanaal en de Waal, bedraagt de oppervlakte van het stroomgebied van de Rijn ca. 160.000 km² (zie Fig. 4.2.).

Qua afvoer karakteristiek kan het Rijnstroomgebied in twee delen worden gesplitst, namelijk het stroomgebied bovenstrooms van Basel en de rest van het stroomgebied. Zoals uit Fig. 4.1. blijkt vertonen beide gebieden een tegengesteld afvoerpatroon. Bij Basel treedt ten gevolge van het smelten van sneeuw in de Alpen een maximum afvoer op in de zomer. In de rest van het stroomgebied, waar de afvoer voornamelijk door de hoeveelheid neerslag wordt bepaald, treedt in deze periode juist een minimum op.

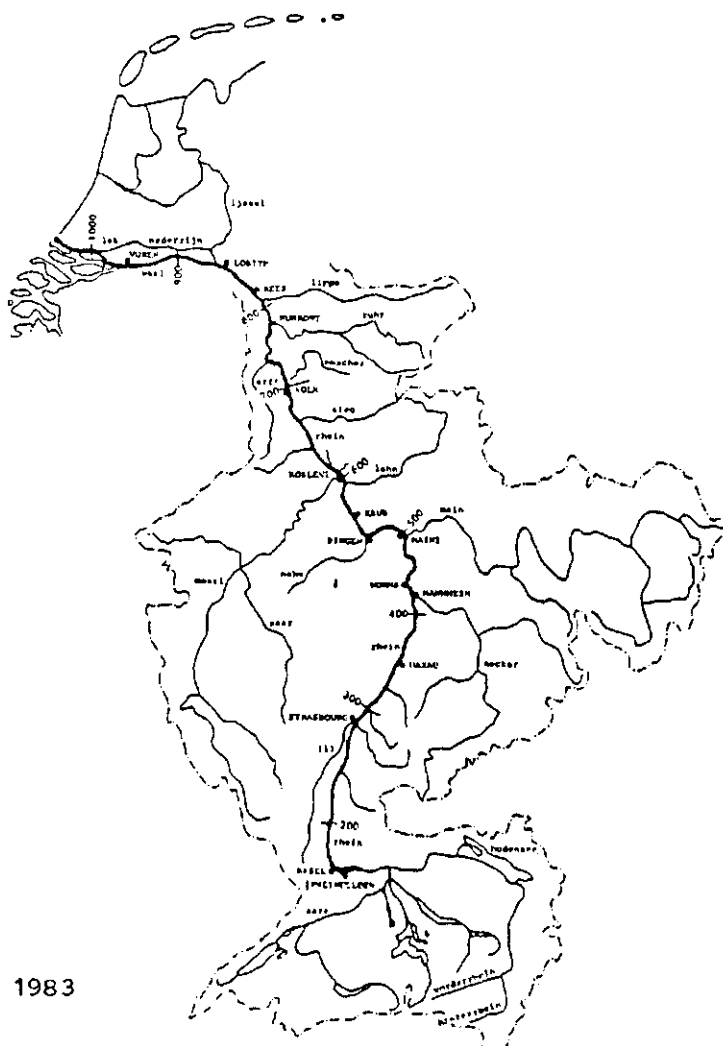
Door het verschil tussen de afvoer karakteristieken van deze twee gebieden is de waterafvoer van de Rijn bij Lobith over het jaar betrekkelijk gelijkmatig. Dit in tegenstelling tot een echte regenrivier zoals bijvoorbeeld de Maas.

Fig. 4.1. Het afvoerverloop van de Rijn



bron: RIZA, 1982a

Fig. 4.2. Stroomgebied van de Rijn



bron: IWT, 1983

Vanaf 1976 worden PCB's bij Lobith en Kampen door het RIZA in het stroomgebied van de Rijn gemeten. In Tabel 4.2. staan deze gegevens opgenomen. Opvallend is het verschil in de gemeten waarden voor en na 1981, een verschil dat voor een groot deel is terug te voeren op de gebruikte analysemethoden. Schijnbaar daalt hierdoor de totale jaarvracht aan PCB's in de Rijn van 14-24 ton in de jaren 1976-1981 naar 0,4-0,9 ton in de jaren 1982-1984. De cijfers over de jaren 1982-1984 moeten hierbij als de meest betrouwbare worden gezien. Zoals hierboven vermeld zullen de PCB's voor het grootste deel gebonden aan het zwevend stof voorkomen, een nadere beschouwing over het voorkomen van zwevend stof in de Rijn lijkt hier op zijn plaats. In de jaren 1973-1983 zijn 507 zwevend stofgehalten in de Rijn bepaald (RIZA, 1984a); bij 90% van deze metingen lag het zwevend stofgehalte tussen de 34 en 40 mg/l. PCB-gehalten in zwevend stof staan in Tabel 4.3. vermeld. Uit deze gegevens valt af te leiden dat gemiddeld driekwart van de PCB's in water aan het zwevend stof gebonden zit. De jaargemiddelden zwevend stof, die in Tabel 4.2. zijn opgenomen, laten zien dat het zwevend stofgehalte in de Rijn bij Kampen gemiddeld lager ligt dan dat te Lobith. Bezinking van zwevend stof tengevolge van een afname van de stroomsnelheid is hiervan de oorzaak.

Tengevolge van dit verschijnsel ziet men ook lagere gehalten voor de, voor het grootste deel aan zwevend stof gebonden, PCB's. Omdat voor de PCB's geldt dat zij niet uit het aquatisch milieu verdwijnen, maar overgaan naar een ander compartiment (sediment) is hier geen sprake van een werkelijke kwaliteitsverbetering.

Tabel 4.2. Waterafvoer, zwevend stof en PCB's in de Rijn

	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Afvoer Lobith (m ³ /s)									
gemiddeld	1330	2210	2360	2540	2550	3000	2780	2590	2500
hoogste	3460	6380	6340	6980	8810	6700			
laagste	780	1060	910	1110	1240	1340			
Zwevend stof (mg/l)									
Lobith, mediaan	43	37	34	36	27	32			
Kampen, mediaan	23	28	22	28	22	29			
PCB-gehalten (ng/l)***									
Lobith**, mediaan	340	210	230	300	250	150	10	9	5
maximum	730	470	710	1600	690	300	14	39	12
Kampen**, mediaan	60	120	200	280	170	-	-	-	5
maximum	120	150	260	2700	460	-	-	-	8
PCB-jaarvracht (ton)							*)	*)	*)
Lobith	14,3	14,6	17,1	24,0	20,1	14,2	0,88	0,74	0,39

* op basis van 6 PCB's

** aantal metingen te Lobith ca. 12 per jaar; Kampen ca. 4 per jaar

*** t/m 1981 perchlorering, als Aroclor 1260, gemeten in ongefilterd water na 1981 sommatie 6 individuele PCB's: 28,52,101,138,153,180

bron: RIZA, 1982a; 1985

Tabel 4.3. PCB's** in zwevend stof en sediment uit de Rijn

Plaats	Jaar	Sediment (mg/kg Org. C)	Zwevend stof (mg/kg Org. C)	Org. C (%)	Bron ***
Lobith	1982	4,3	-	7,4	RIVM
"	1982	-	1,0	13,3	"
"	1983	-	1,7*	7*	RIZA
"	1984	-	1,7 -4,0*	5-9*	"
KM 894	1982	1,7	-	4,8	RIVM
Kampen	1982	0,9	-	0,6	"
Nijmegen	1982	-	1,4	-	"

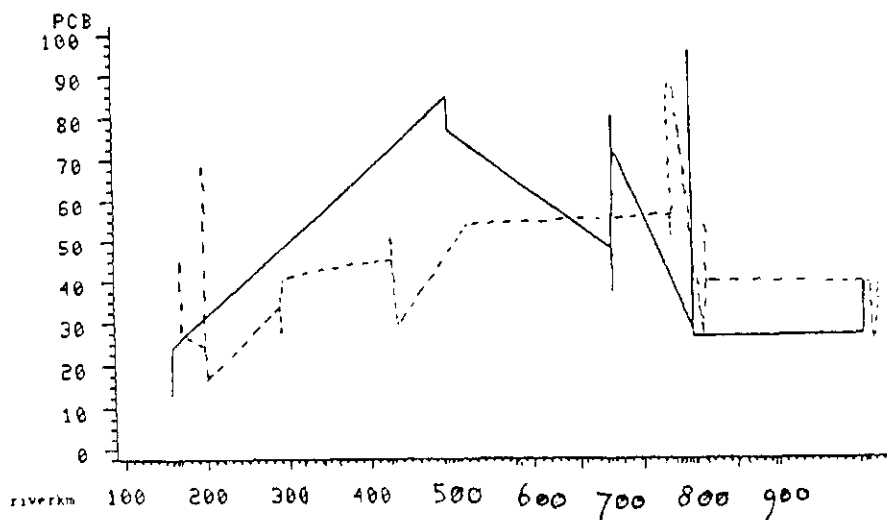
* organisch stofgehalte gegeven, omgerekend naar organisch koolstof

** als sommatie van 6 individuele PCB's

*** zie hoofdstuk Literatuur

In 1982 is er in opdracht van het Internationaal Water Tribunaal een onderzoek naar PCB's in de Rijn verricht. Meedrijvend op de stroom zijn watermonsters genomen, zie Fig. 4.3. Opvallend is het verschil tussen de PCB concentraties aan de linker- en rechteroever.

Fig. 4.3. PCE (ppt)* in de Rijn



— concentratie linker oever
 ---- concentratie rechter oever

* sommatie 6 PCB's in gefilterd water

bron: IWT, 1983

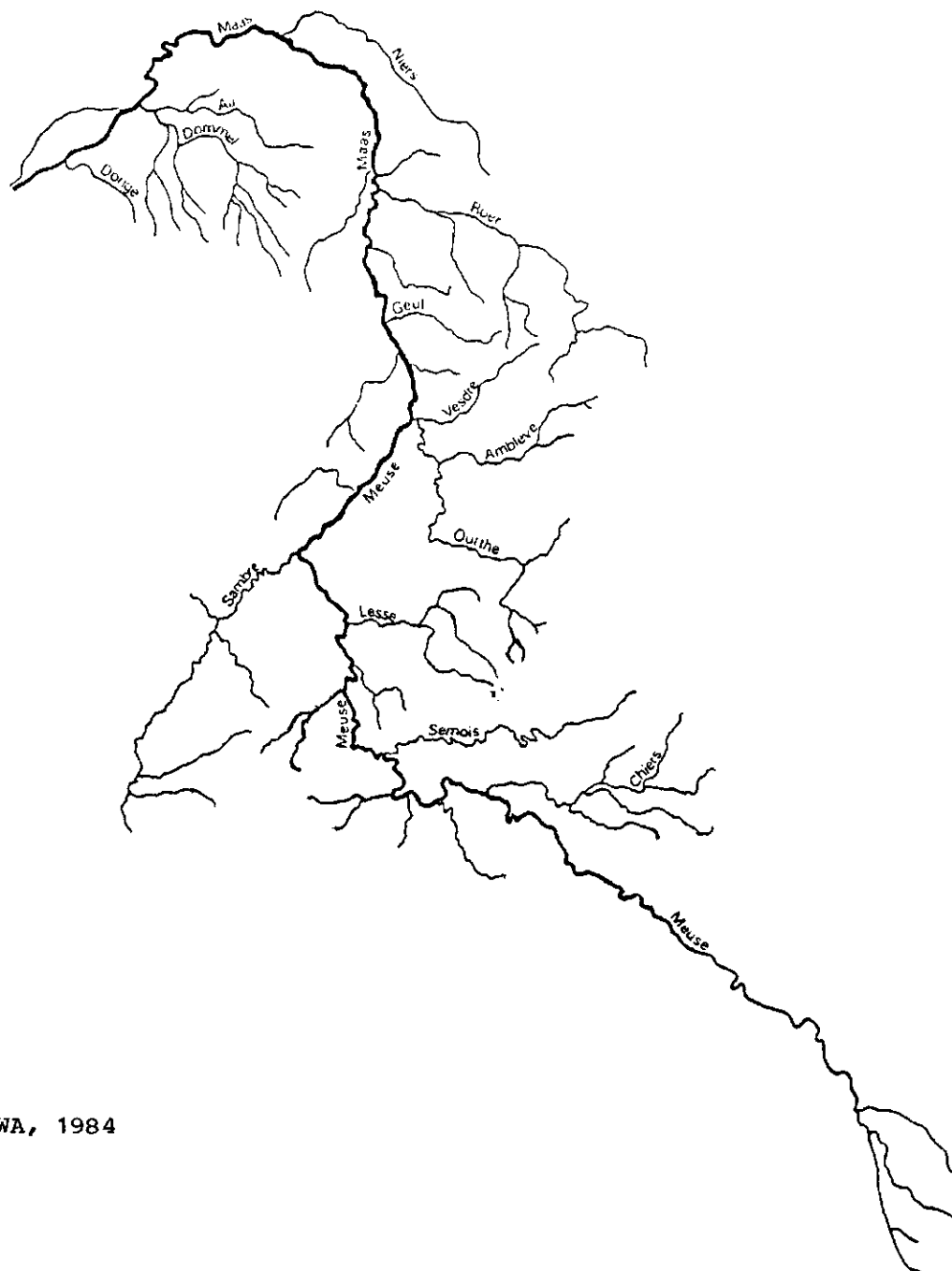
4.4. De Maas

Met een stroomgebied van 33.000 km² is de Maas qua omvang een bescheiden rivier (Fig. 4.4.).

De Maas is een uitgesproken regenrivier met gemiddeld gezien een maximale afvoer in januari en een minimale afvoer omstreeks juli-september.

In de loop van de vorige en deze eeuw is het karakter en het aanzien van de Maas door een groot aantal waterstaatkundige werken drastisch veranderd waardoor de Maas in ca. 100 jaar tijds van een natuurlijk vrijstromende rivier veranderd is in een gestuwde rivier.

Figuur 4.4. Stroomgebied van de Maas



bron: RIWA, 1984

Net als in de Rijn, is door het RIZA vanaf 1976 het PCB-gehalte in de Maas gemeten. In Tabel 4.4. staan deze gegevens vermeld.

Ook hier is in 1982 door invoering van de nieuwe analysemethode een schijnbare daling in het PCB-gehalte te constateren. Als men Tabel 4.4. met Tabel 4.2. vergelijkt dan zijn de PCB-gehalten in de Maas iets lager dan de gehalten die in dezelfde periode in de Rijn bij Lobith zijn gevonden. Het gemiddeld zwevend stofgehalte in de Maas bij Eijsden bedroeg in de periode 1977-1980 40 mg/l (RIZA, 1981), hetgeen overeenkomt met het zwevend stofgehalte in de Rijn bij Lobith. De daling van het gemeten PCB-gehalte te Lith t.o.v. Eijsden kan verklaard worden door het lagere zwevend stofgehalte in Lith. Dit bedroeg 27 mg/l over de periode 1977-1980 (RIZA, 1981).

In Tabel 4.5. zijn enkele gehalten van PCB's in sediment van de Maas. Net als de Rijn blijkt de onderwaterbodem van de Maas flink verontreinigd met PCB's.

Tabel 4.4. PCB's in de Maas en haar zijrivieren

Plaats	Jaar	PCB* (ng/l)	Afvoer (m ³ /s)	Jaarvrucht PCB's Eijsden (kg)	Bron **
Eijsden-Lith	1976	300- 70	85	800	RIZA
„ „	1977	150-110	211	1000	„
„ „	1978	230-190	228	1650	„
„ „	1979	210-160	308	2040	„
„ „	1980	140-190	217	950	„
Eijsden	1982	18	264	150	„
„	1983	7	375	83	„
„	1984	4	-	-	„
verspreid	1982	8-31	-	-	IWT
Roer	1982	81	-	-	IWT
Roer	1982	31	-	-	MIVEOS
Worm	1982	26	-	-	„

* tot 1982 perchlorering als Aroclor 1260; vanaf 1982 sommatie 6 PCB's: RIZA, MIVEOS in ongefiltreerd water, IWT in gefiltreerd water

** zie hoofdstuk Literatuur

Tabel 4.5. PCB's in sediment van de Maas en haar zijrivieren

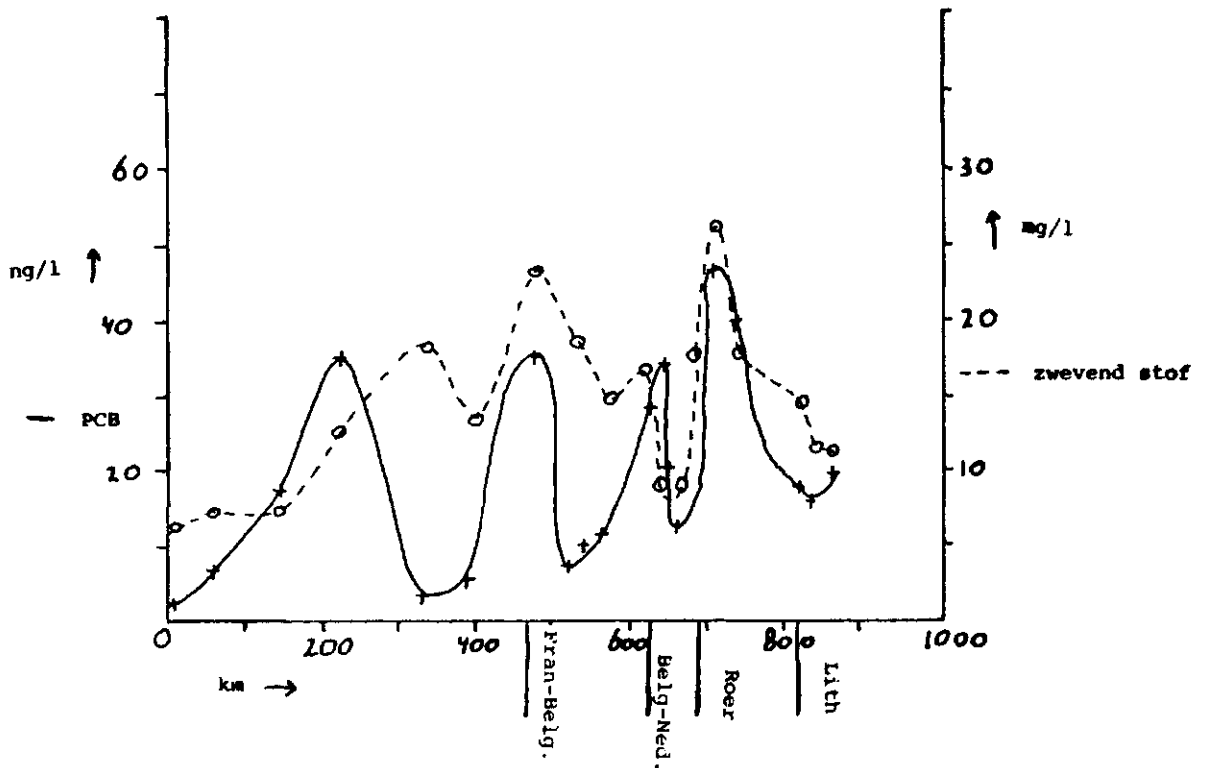
Plaats	Jaar	PCB* (mg/kg Org. C)	Org. C (%)
Heusden	1982	2,6	5,3
Eijsden	1982	3,6	4,7
Venlo	1982	2,3	4,3
Oude Maas	1982	3,7	2,7
Roer, Roermond	1982	1,7	5,3

* sommatie van 6 PCB's

bron: RIVM, 1984

In 1982 heeft het RIWA een serie metingen in de Maas verricht (RIWA, 1982). Het onderzoek waarvan de resultaten in Fig. 4.5. zijn weergegeven, heeft een aantal interessante gegevens opgeleverd. Zo blijken er op vier plaatsen piekgehalten van 20 tot 45 ng/l voor te komen; het RIWA concludeerde dat er op 4 plaatsen lozingen van PCB's op de Maas plaatsvonden. Wanneer men, zoals in Fig. 4.5., het tegelijkertijd meegemeten zwevend stof in de grafiek uitzet dan blijken de pieken voor een groot deel verklaard te kunnen worden door de variatie in het zwevend stof gehalte.

Fig. 4.5. PCB's in de Maas in september 1982 (sommatie van 6 PCB's)



bron: RIWA, 1982

4.5. Overige binnenwateren

In 1981 is door de Gemeente Rotterdam en Rijkswaterstaat een onderzoek uitgevoerd naar de kwaliteit van het sediment in grote delen van het Benenedenrivierengebied en ter hoogte van Loswal Noord. Eén van de vele onderzochte parameters was het PCB-gehalte, uitgedrukt als Aroclor 1254, bepaald met capillaire gaschromatografie (zie Tabel 4.6.). De aflopende gradiënt van de Nieuwe Maas naar zee is goed waarneembaar. Er bleken verder opvallend hoge

gehalten plaatselijk in de havens, Nieuwe Merwede en het Haringvliet voor te komen; als maximum werd in de Geulhaven (ter hoogte van kilometerpaal 1013 van de Rijn) ca. 24 mg/kg gemeten (Aroclor 1254 per kg organisch koolstof).

Tabel 4.6. PCB-gehaltenes in sediment Benedenrivierengebied als Aroclor 1254 in mg/kg organisch koolstof

WATER	PCB (mg/kg Org. C)
Waal/Boven Merwede	4 - 9
Nieuwe Merwede tegenover Kop van 't Land	12 - 15
Nieuwe Merwede	4
Hollandsch Diep/Haringvliet-Oost	2 - 4
Haringvliet-West	8
Nieuwe Maas km 994-995	9 - 12
Nieuwe Maas km 1010-1013	2 - 5
Waterweg km 1014-1028	1 - 3
Maasmond/Loswal Noord	0,5 - 1
Noordzee	<0,5

bron: Gemeentewerken Rotterdam, 1984

In Tabel 4.7. staan een aantal metingen naar PCB's in een aantal binnenwateren. De PCB-gehalten in water lopen uiteen van 1 ng/l in het IJsselmeer tot 34 ng/l in het Julianakanaal. Indien men Tabel 4.7. met Tabel 4.8. en Fig. 4.6. vergelijkt, waar een aantal van PCB's in het sediment van de binnenwateren staan vermeld, dan ziet men dat de PCB's in het water en het sediment hetzelfde patroon te zien geven: de grote rivieren en de door de grote rivieren gevoede wateren vertonen hoge PCB-gehalten. Lagere gehalten worden gevonden in geïsoleerde wateren en in het Oosten en Noorden van het IJsselmeer. In een door het RIZA in 1982 uitgevoerde onderzoek in het Ketelmeer zijn 30 sedimentmonsters geanalyseerd. Uit de resultaten bleek dat de PCB-gehalten (evenals andere microverontreiniging), ondanks het relatief eenduidig belastingpatroon (aanvoer voornamelijk via de IJssel), toch sterk kunnen variëren. De PCB-gehalten in 28 sedimentmonsters liepen uiteen van 1 tot 6 mg/kg organisch koolstof.

Tabel 4.7. PCB's in de binnenwateren

Plaats	Jaar	PCB's* (ng/l)	Bron**
Julianakanaal	1982	11 - 34	IWT
Schelde	1982	5 - 24	IWT, RIZA
	1983	2 - 11	RIZA
	1984	9 - 23	RIZA
Nieuwe Waterweg	1982	5	RIZA
	1983	6	RIZA
	1984	9	RIZA
IJsselmeer	1983	4	RIZA
	1984	1	RIZA
Noordzeekanaal	1983	2	RIZA
	1984	6	RIZA

* Sommatie van 6 PCB's; IWT in gefilterd water, RIZA in ongefiterd water

** zie hoofdstuk Literatuur

Tabel 4.8. Sommatie van 6 individuele PCB's in sediment van de binnenwateren
(1982)

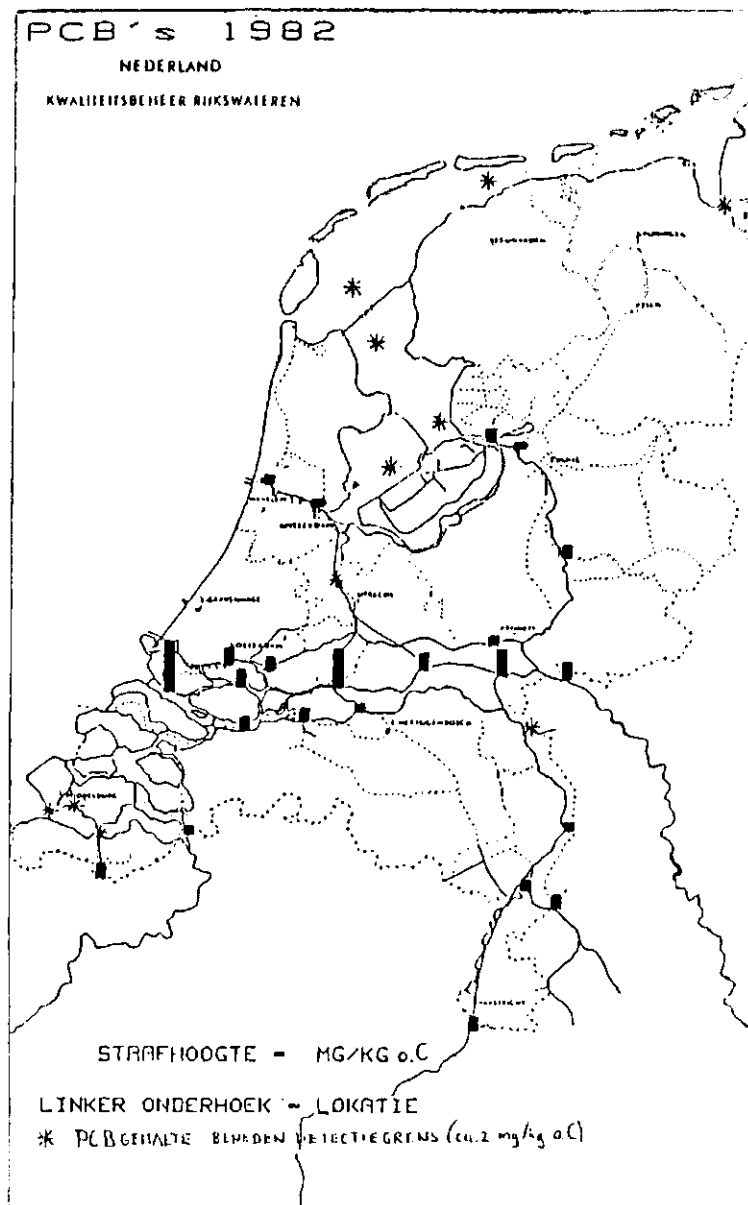
Plaats	PCB's (mg/kg Org. C)	Org. C (%)
Hollands Diep	3,3*	5,4
Haringvliet	11,6*	4,4
Nieuwe Maas	4,4*	3,2
Nieuwe Waterweg	3,5*	2,3
Biesbosch	2,6	-
Biesbosch	4,2**	3,0
Schelde	0,4 - 2,8	2,6 - 4,0
Lek	8,1*	2,1
Oude Maas	3,7*	2,7
Ketelmeer	2,7	8,2
Ketelmeer, n = 28	3,0 ± 1,0**	1,8 - 7,4
IJssel	0,9 - 2,6	5,8 - 6,6
IJsselmeer	0,5	3,9
Noordzeekanaal	1,5 - 1,7	3,4 - 4,1
Amsterdam-Rijnkanaal	0,2	4,2

* Sommatie 5 PCB's (zonder 52)

** MIVEOS, 1984

bron: Hofstee et al., 1984a

Figuur 4.6. PCB's in sediment, som van vijf congenen (28, 101, 138, 153, 180)



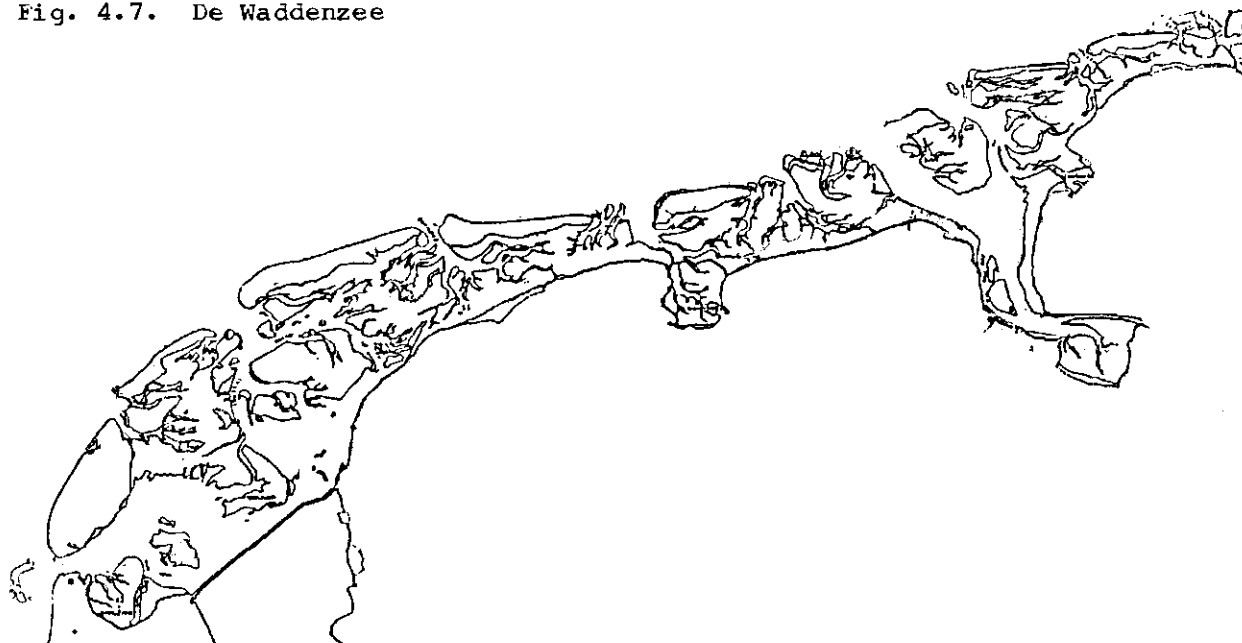
bron: Venema et al., 1984

4.6. De Waddenzee

De Nederlandse Waddenzee reikt van Den Helder tot Nieuw Statenzijl, dus inclusief de Eems-Dollard (zie Fig. 4.7.).

De Waddenzee wordt verontreinigd door afvalwaterlozing en oppervlaktewater. Indirecte belasting afkomstig van de grote rivieren Rijn, Maas, Schelde en Eems treedt op via het kustwater. Hierbij is vooral de aanvoer en aanwezig-

Fig. 4.7. De Waddenzee



bron: RIZA, 1982b

heid van Rijnwater in de westelijke Waddenzee (ca. 15% Rijnwater) van belang. Op deze manier komen ook de in het Rijnwater aanwezige verontreinigingen, afhankelijk van hun gedrag tijdens het transport, in meerdere of mindere mate in de Waddenzee terecht.

Het zoetwater percentage in de westelijke Waddenzee bedraagt ca. 22%. Dit wordt voor ca. 50% via het IJsselmeer en voor ca. 50% via de Noordzee aangevoerd.

Het slib van Maas en Rijn draagt maar voor 10 à 20% bij aan het afgezette slib in de Nederlandse Waddenzee, dat voor het overige van elders uit de Noordzee afkomstig is. Bovendien vindt er verdunning plaats met oud sediment terwijl ook processen als ad- en desorptie een moeilijk te detecteren rol kunnen spelen.

In 1982 is er door het RIZA een onderzoek verricht naar het voorkomen van PCB's in sediment van de Waddenzee (zie Tabel 4.9.). Hoewel het gesommeerde gehalte van de 6 congenen in het Waddenzeegebied nauwelijks verschilt van dat van het Eems-Dollardgebied, blijkt het aandeel van de individuele congenen in de twee gebieden sterk te verschillen. Kijken we naar de verhouding van het voorkomen van de congenen 28 (representatief voor laaggechlororeerde verbindingen) en 153 (idem voor de hooggechlororeerde verbindingen), dan zien we dat deze voor de Waddenzee tussen de 0,5 en 0,9 ligt.

Voor het Eems-Dollardestuarium bedraagt de verhouding echter 2,8 tot 3,8 als gevolg van de gemiddelde stijging van isomeer 28 en de gemiddelde afname van isomeer 153 in vergelijking met de Waddenzee. Deze gegevens lijken te wijzen op de mogelijkheid van lokale invloeden in het Eems-Dollardestuarium. Uit afvalwateronderzoek is inmiddels gebleken dat daar een kleine lozing van met name laag gechlloreerde PCB's plaatsvindt (RIZA, 1984b). Een andere bron van (laaggechlloreerde) PCB's zou de Westerwoldse Aa kunnen zijn, vanwege de hogere verhoudingsgetallen nabij de stroomgeul het Schanskerdiep.

PCB-analyses van water van de Westerwoldse Aa zijn nog niet beschikbaar.

Tabel 4.9. PCB's in sediment in de Waddenzee

Bemonsteringslokatie	n	Org. C (%)	Som. 6 PCB's (µg/kg Org. C)	Verhouding 28/153
Balgzand	5	2,38 ± 0,31	490 ± 40	0,7 ± 0,1
Friesche Wad	5	2,33 ± 0,13	420 ± 70	0,5 ± 0,1
Hornhuizerwad	5	1,00 ± 0,37	589 ± 70	0,9 ± 0,4
Uithuizerwad	1	0,43	760	-
Bocht van Walum	4	2,00 ± 0,33	510 ± 100	3,8 ± 0,5
Delfzijl	2	2,28 ± 1,26	820 ± 510	2,8
Delfzijl	5	1,56 ± 0,98	470 ± 560	3,3 ± 0,3
Gemiddeld	7	1,71 ± 0,70	580 ± 40	2,0 ± 1,3

bron: RIZA, 1982b

In het onderzoek werden voor PCB geen geografische verschillen waargenomen die zouden kunnen worden toegeschreven aan een afnemende Rijninvloed. Ook voor andere organische microverontreinigingen bleek een dergelijke gradiënt in sediment niet waarneembaar.

Verschillen in gehalten organische microverontreinigingen in sediment bleken voor een belangrijk deel te kunnen worden verklaard uit variaties in het organisch koolstofgehalte van het sediment. Daarnaast kan het gehalte organische microverontreinigingen in sediment door een aantal andere factoren worden beïnvloed. Bioturbulentie, maar vooral sedimentatie en resuspensie van materiaal hebben in het getijdengebied Waddenzee een directe invloed op de samenstelling van het sediment. Daardoor kan ook het te meten gehalte aan verontreinigende stoffen in sedimentmonsters worden beïnvloed. Het is mogelijk dat bovengenoemde factoren het effect van invloeden, zoals de aanwezigheid van Rijnwater, overschaduwten. Bij sedimentonderzoek is daarom, met name in de Waddenzee, onduidelijk in hoeverre de verontreiniging van sediment een afspiegeling vormt van het recente niveau van belasting met verontreinigende stoffen.

Opmerkelijk is dat in de Waddenzee in de organismen *Arenicola marina* (Wad-pier) en *Macoma balthica* (Nonnetje) op vetgewichtbasis voor onder meer PCB's en γ -HCH wel een duidelijke Rijninvloed wordt waargenomen (zie par. 4.8.). Deze organismen zijn redelijk plaatsgebonden en staan door hun wijze van voedselopname (opname uit sediment of zwevende deeltjes) en het voorkomen juist in of op de bodem in sterk contact met sedimenterend of recent afgezet materiaal.

4.7. De Noordzee

De Noordzee heeft een oppervlakte van 525.000 km². Langs de Nederlandse kust is de stroom overwegend noordwaarts gericht. Het Nederlandse deel van de Noordzee heeft een oppervlakte van 57.000 km² en is relatief ondiep (maximaal circa 50 m). In het Nederlandse kustwater monden een groot aantal waterlopen uit. De belangrijkste, qua afvoer, zijn vermeld in Tabel 4.10. Als men de totale instroom van de Noordzee neemt, (circa 4.900 km³ via het Kanaal, en 51.000 km³ via Schotland en Noorwegen) dan wordt de Noordzee, met een inhoud van ca. 54.000 km³ theoretisch in ongeveer 1 jaar ververs (Eisma, 1980).

Tabel 4.10. Overzicht van de afvoeren van een aantal waterlopen en het slib-transport naar de Noordzee in de periode 1979-1981

Lokatie	Afvoer (m ³ /s)	Slib (miljoenen tonnen)
Nieuwe Waterweg	1.463	0,86
Haringvliet	1.154	0,46
IJsselmeer	504	0,32
Westerschelde	127	-0,83
Eems-Dollard	104*	-
Oude Rijn en Noordzeekanaal	123	0,02
Oosterschelde	60	-
Het Kanaal	160.000	22-32**
Baggerspecie (bruto)	-	7,33
Direkte lozing vanaf land	-	0,04

* alleen 1981

** zwevend stof

bron: RIZA, 1983a

In het Nederlandse deel van de Noordzee komen sedimenten van verschillende aard en samenstelling voor. Het grootste gedeelte van het sediment van het Nederlandse deel van de Noordzee bestaat echter uit fijn tot grof zand met een laag organisch koolstofgehalte (ca. 1%).

Via rivieren, estuaria, de Golfstroom en baggerspeciéstortingen worden jaarlijks vele miljoenen tonnen zand en slib naar het Nederlandse deel van de Noordzee getransporteerd. Aan de hand van een zeer globale balansstudie (RIZA, 1983a) wordt geschat dat jaarlijks (basis 1979-1981) ca. 11 miljoen ton van het aangevoerde materiaal sedimenteert in de Noordzee. Deze sedimentatie zal voornamelijk in gebieden met weinig turbulentie plaatsvinden en afhankelijk zijn van de grootte van de vaste deeltjes. De grove deeltjes zullen al vrij snel bezinken in ondiepten voor riviermondingen terwijl een deel van de fijne deeltjes in de rustige gebieden bezinkt.

In 1981 heeft het Nederlandse Instituut voor Onderzoek van de Zee (NIOZ) op verzoek van Rijkswaterstaat enkel watermonsters uit het kustgebied onderzocht op o.a. PCB's. De resultaten van dit onderzoek zijn samengevat in Tabel 4.11.

Tabel 4.11. PCB's in de kustwateren

	PCB's* in water (opgelost) (ng/l)	PCB's* aan zwevend stof (mg/kg d.s.)	hoeveelheid zwevend stof (mg/l)
Voor monding Costerschelde	0,2	0,15	1,9
Maassluis	1,1	0,25	18,7
Schelde, Schaar van Ouden Doel	1,2	0,11	45,2
Westerschelde, Terneuzen	0,4	0,04	36,2
Westerschelde, Vlissingen	0,2	0,06	9,3
Ten westen van IJmuiden	0,1		
Marsdiep	0,3		
Eems, Bocht van Watum	0,2	0,04	19,0
Ten noorden van Rottum	0,2	0,01	0,8

* Som van 5 PCB's, de nrs. 28, 101, 138, 153 en 180
bron: NIOZ, 1981

Uit Tabel 4.11. kan geconcludeerd worden dat er een daling optreedt in de PCB-gehalten naar zee toe in de Westerschelde en langs de Noordzeekust gaande van de Nieuwe Waterweg naar het noorden. Het NIOZ-rapport geeft verder informatie over het voorkomen van een groot aantal PCB-componenten, op basis van de verdeling van deze componenten tussen water en zwevend stof kan men de verdelingscoëfficiënt K_s berekenen (zie Tabel 4.12.).

Tabel 4.12. Verdelingsevenwicht van PCB's tussen water en zwevend stof

PCB nr.	K_s
28	$0,05 \times 10^6$
52	$0,05 \times 10^6$
101	$0,10 \times 10^6$
138	$0,10 \times 10^6$
153	$0,15 \times 10^6$
180	$1,0 \times 10^6$ (zeer variabel)

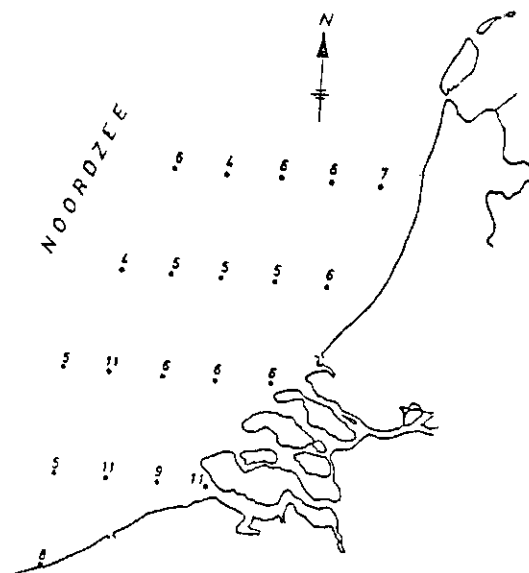
bron: Venema et al., 1984

De verdelingsevenwichten voor de lagere PCB's liggen in de orde van grootte die volgens de hydrofobiteitstheorie te berekenen is (zie Tabel 4.1.; aanname: organisch koolstof $\cong 10\%$ van droge stof, dus $K_{OC} \cong 10 \times K_s$).

De gemeten waarden voor de hogere PCB's zijn lager dan verwacht; de hoeveelheid in de "opgeloste" fractie is relatief hoog. Het is niet uitgesloten dat colloïdaal organisch materiaal hiertoe bijdraagt.

Bij de bepaling van PCB's in sediment van de Noordzee moet men rekening houden met het lage organisch koolstof gehalte in dit sediment, dat meestal onder de 1% ligt. In een onderzoek uit 1978 (RIZA, 1983a) blijkt dit ook duidelijk: de gehalten aan PCB's in sediment komen niet boven de 11 $\mu\text{g/kg}$ d.s. (zie Fig. 4.8.).

Fig. 4.8. PCB's in sediment in de Noordzee in $\mu\text{g/kg}$ d.s.



bron: RIZA, 1983a

4.8. Monitoring met behulp van organismen

Monitoring met behulp van organismen, ook wel biomonitoring genoemd, is het gebruik van organismen als indicator voor (het voorkomen van) een bepaalde contaminerende stof in (bepaalde compartimenten van) het milieu. Door het bemonsteren van organismen in plaats van bodem, water of lucht maakt men gebruik van de bioaccumulatie van stoffen, met als voordelen hogere - dus beter te bepalen - concentraties en uitmiddeling van piekconcentraties in de tijd. Een ander voordeel is dat met name dat deel van de verontreiniging wordt bepaald, dat "biologisch beschikbaar" is voor de volgende stap in de voedselketen. Daarin is men toch vaak geïnteresseerd, behalve wanneer het gaat om opsporing van de bron, want dan zijn de (door het organisme of zijn darmflora, bijvoorbeeld) afgebroken congenen ook van belang en die ontbreken in dat geval (waardoor het GC-piekenpatroon verandert).

De keuze van het organisme hangt uiteraard af van vele randvoorwaarden (De Kock et al., 1982), zoals b.v. het accumuleren van de te volgen stof door het organisme in meetbare concentratie en het bestaan van een kwantitatief verband tussen de concentratie in het organisme en de concentratie in het milieu (of milieucompartiment). Om iets te kunnen zeggen over het voorkomen van een contaminant in een bepaald (deel van een) compartiment is het verder essentieel dat het betrokken organisme redelijk honkvast is, d.w.z. het grootste deel van zijn leven op één en dezelfde plaats doorbrengt, dan wel een bekend vast verplaatsingspatroon vertoont. Door dit laatste criterium vallen veel toppredatoren (met name diverse vogels) af als mogelijke kandidaten, die vanwege hun hoge belasting juist erg geschikt zouden zijn. Om i.p.v. over de belasting iets te kunnen zeggen over de effecten van een contaminant kan men, als alternatief uitgangspunt, zoeken naar het voor die contaminant meest kwetsbare organisme.

Zoals reeds eerder is aangegeven, wordt van de 3 compartimenten in eerste instantie het water waarschijnlijk het meest door PCB's bedreigd. Daarom beperkt de rest van deze paragraaf zich - net als de literatuur - tot het behandelen van biomonitoring in het aquatisch milieu.

In Nederlandse wateren worden met wisselende frequentie PCB's gemeten in onder andere aal, kabeljauw, mossel en zeehond.

Voor de kustwateren en estuaria (incl. de Waddenzee) is met name van belang het uitgebreide biologische monitoring programma van MT-TNO met behulp van de mossel *Mytilus edulis*. Dit organisme voldoet niet alleen aan alle basisnormen voor een indicator organisme (De Kock et al., 1982), maar is door zijn

plaatsgebondenheid ook uiterst geschikt voor z.g. actieve monitoring-experimenten. Daarbij worden mosselen actief op geschikte lokaties uitgezet, b.v. op boeien in kustwateren of open zee. In 1983 verscheen een samenvatting van de metingen aan mosselen van 1971-1982 (De Kock et al., 1982). De conclusies waren:

- 1) dat de lager gechlloreerde PCB's een afnemende concentratie-gradient vertonen vanaf de Rijnmond naar het noorden, maar de hoger gechlloreerde vrijwel constant bleven (Tabel 4.13.), en
- 2) dat geen neerwaartse trend valt te ontdekken in de PCB-contaminatie van het kustmilieu tussen 1971 en 1982 (Tabel 4.14.).

Tabel 4.13. Gemiddelde gehalten ($\mu\text{g/kg}$ asvrij drooggewicht) van PCB-congeneren in weefsel van *Mytilis edulis* en de bijbehorende variatiecoëfficiënt (v) over de periode 1971-1982 (n = aantal waarnemingen)

Gebied	PCB nr.	PCB-gehalte ($\mu\text{g/kg}$ d.s.)	v (%)	n
Rijnmond	52	105	27	6
IJmond	52	74	14	12
Waddenzee-West	52	32	21	4
Rijnmond	101	246	68	6
IJmond	101	157	20	12
Waddenzee-West	101	133	19	4
Rijnmond	138	243	75	6
IJmond	138	190	23	12
Waddenzee-West	138	203	35	4
Rijnmond	153	344	56	6
IJmond	153	329	29	12
Waddenzee-West	153	276	34	4
Rijnmond	180	55	108	6
IJmond	180	33	14	12
Waddenzee-West	180	63	25	4

bron: De Kock et al., 1982

Tabel 4.14. Gehalten van PCB-congeneren in mosselvlees in microgrammen per kilogram asvrij drooggewicht

PLAATS	SERIE	JAAR	PCB nr.					
			28	52	101	138	153	180
RIJNSMOND	A	1974	274	185	363	363	562	81
		1976	66	52	101	101	140	16
		1977	171	112	165	158	250	25
		1980	115	145	580	598	683	175
		1982	104	98	169	137	208	27
	B	1974	39	35	147	159	223	28
		1975	183	119	207	215	390	37
		1976	113	73	129	91	151	20
		1982	63	71	149	129	200	17
IJMOND	A	1978	87	87	182	221	371	32
		1979	131	106	225	238	394	113
		1980	65	76	151	151	410	30
		1981	192	115	211	259	413	38
		1982	39	76	83	82	240	16
	B	1973	46	54	145	183	404	5
		1975	70	62	142	223	345	35
		1976	51	54	145	209	444	26
		1977	82	77	145	200	345	28
		1978	56	53	143	214	296	18
		1979	127	101	174	168	268	30
		1980	91	78	156	143	247	8
		1981	27	34	72	119	178	23
WADDENZEE-WEST		1975	47	35	152	257	329	88
		1976	35	26	124	201	262	69
		1980	60	41	102	102	150	27
		1981	28	28	156	253	365	70
EEMS-DOLLARD		1974	18	13	36	50	6	7
		1975	10	6	27	44	62	14
		1976	5	0	11	25	32	0
		1980	11	2	22	62	80	74
		1982	18	18	34	58	68	7
NOORDZEE		1971	30	17	38	111	150	0
		1973	12	0	0	0	0	0
		1975	58	34	111	163	260	59
		1977	20	8	0	1	0	0
		1979	18	20	64	104	250	10
		1981	0	11	1	17	6	9

bron: De Kock et al., 1982

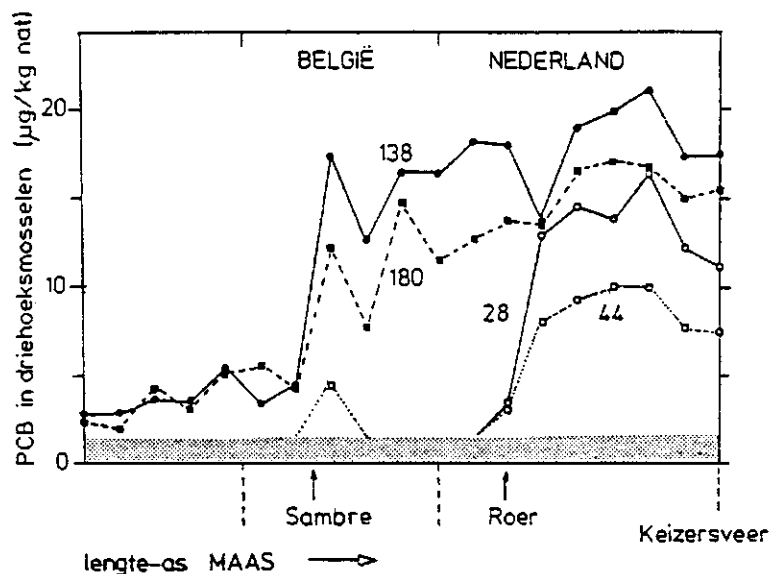
Wat betreft de eerste conclusie heeft de Werkgroep "PCB's in het Nederlands Aquatisch Milieu" vastgesteld dat deze in overeenstemming is met de bekende gegevens betreffende verdamping en afbraak van verschillende congenen (Venema et al., 1984). Hoewel minder frequent bemonsterd en onderzoektechnisch met meer moeilijkheden behept, werd ook in zeehonden uit het Nederlandse Waddengebied geen neerwaartse trend in de tijd gevonden (Reijnders, 1984). Dit werd bevestigd door een Canadese studie, die eveneens beschreef dat over dezelfde periode 1971-1982 de concentratie van DDT in zeehonden wel daalde, maar die van PCB's niet (Addison et al., 1984).

Ook in sommige binnenwateren zijn in 1982 (driehoeks)mosselen uitgezet en op PCB's geanalyseerd door IMT-TNO (Fig. 4.9.), waarbij grote verschillen werden aangetoond, afhankelijk van de lokatie en de individuele congener.

Zo zijn in de Maas bijvoorbeeld twee duidelijke sprongen zijn waar te nemen:

1. Na de uitmonding van de Sambre in de Maas: toename van hooggechloreerde bifenylen van 4 naar 14 $\mu\text{g/kg}$ natgewicht (individuele PCB's nrs. 101, 138, 180)
2. Na de uitmonding van de Roer in de Maas: laaggechloreerde bifenylen van 3 naar 10 $\mu\text{g/kg}$ natgewicht (individuele PCB's nrs. 28, 44)

Fig. 4.9. PCB-gehalten in geëxposeerde driehoeksmosselen op het Maas-traject Frans-Belgische grens tot aan Keizersveer



bron: Venema et al., 1984

Het vetgehalte van de geëxposeerde driehoeksmosselen op het Nederlandse deel van het traject was gemiddeld ongeveer 1% (0,7-1,4%) op natgewicht basis. Op

vetbasis berekend zijn de PCB-gehalten op dit traject van dezelfde orde van grootte als in aal. De toename van laaggechloreerde bifenylen na de uitmonding van de Roer is ook in aal terug te vinden. Tijdens deze studie werden geen metingen van de aanwezige hoeveelheid zwevend stof verricht, hetgeen toch van belang is vanwege de sterke adsorptie van PCB's daaraan (zie 4.2.1. en 4.4.).

Een uitgebreider monitoringprogramma wordt echter uitgevoerd door het RIVO m.b.v. aal, die ook goed voldoet als indicatororganisme mits in het voorjaar bemonsterd (Kerkhoff et al., 1981; 1982; 1983; RIVO, 1984). Ook hieruit bleek geen neerwaartse trend in de tijd (1977-1983), behalve daar waar lokaal (Haringvliet) sprake was geweest van pieklozingen (Fig. 4.10.). Over binnenwateren is over het algemeen meer bekend dan over de zee. Zo zijn duidelijk de PCB-concentraties in het stroomgebied van Rijn en Maas verhoogd in vergelijking met b.v. het IJsselmeer (Tabel 4.15.). Op grond van de gemeten PCB-patternen is het aannemelijk dat de bron hoofdzakelijk wordt gevormd door de lozing van Duitse mijnen, met name op de Roer (Venema et al., 1984).

Tabel 4.15. Polychloorbifenyylgehalten in aal van 1983, uitgedrukt in µg/kg op gewichtsbasis

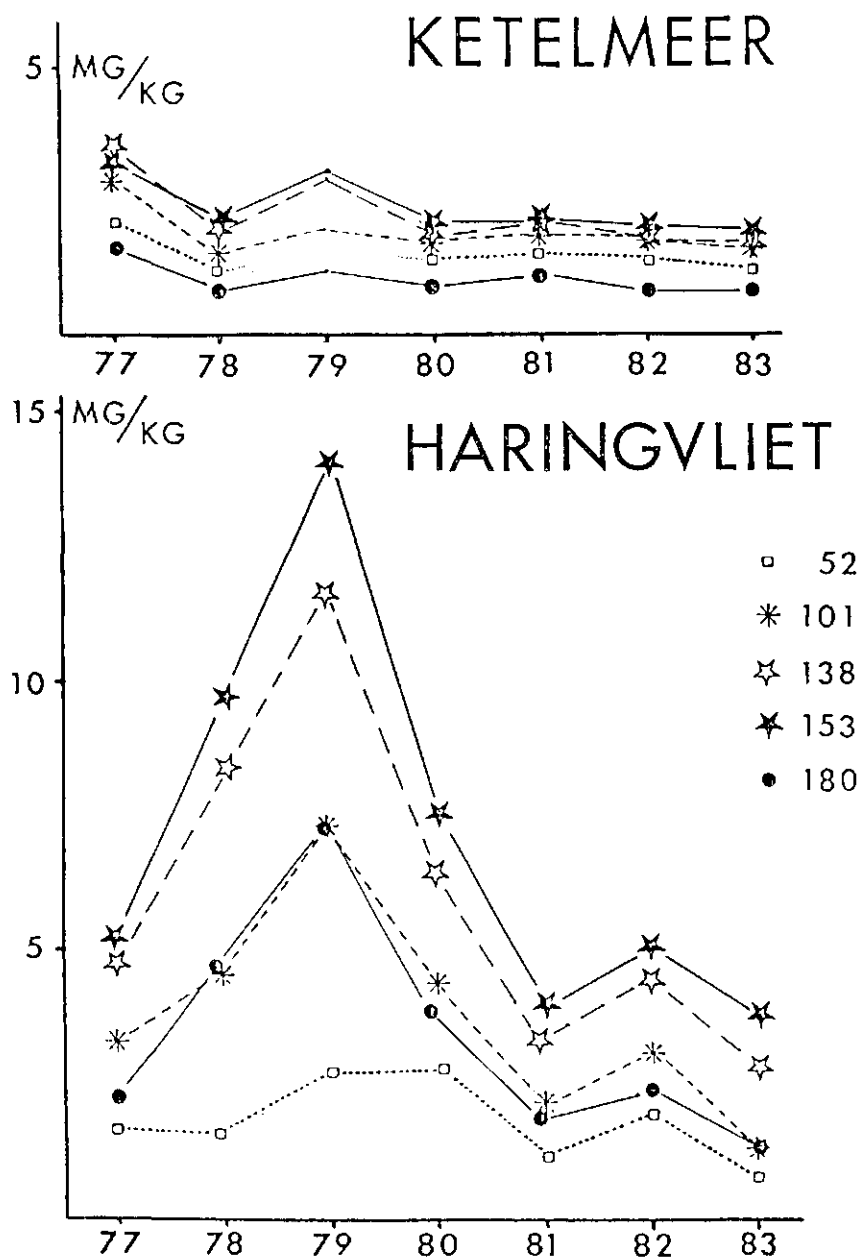
Monsterplaats	PCB nr.							Geëxtrapoleerd Totaal PCB*	Vetgehalte (g/kg)
	28	52	101	118	138	153	180		
IJssel (Deventer)	46	260	230	200	310	250	110	5000	219
Ketelmeer	28	300	420	330	430	480	210	6600	256
Hollands Diep	38	330	400	380	520	580	250	7500	186
Haringvliet	43	180	290	390	630	830	310	7000	221
Rijn (Lobith)	82	370	440	460	660	660	310	9100	197
Waal (Nijmegen)	53	330	560	530	880	760	350	10700	250
Waal (Wamel)	54	710	580	460	630	540	230	11600	215
Boven Merwede (Gorinchem)	26	240	350	340	490	460	210	6500	248
Maas (Eijsden)	≤10	170	440	290	820	870	680	8600	120
Maas (Heusden)	26	280	440	350	780	810	560	8300	238
Roer (Vlodrop)	450	4200	1650	1200	700	650	220	33000	254
Hollandse IJssel (Gouderak)	65	300	350	370	390	420	170	5900	151
Binnen Liede	≤10	30	52	72	120	130	46	1000	174
Buiten Liede	10	29	44	43	82	89	32	760	168
Ringvaart Haarlemmermeer	≤10	18	36	38	82	78	30	670	165
Westerschelde (Terneuzen)	≤10	≤10	20	32	66	78	32	530	58
Huidige/vroegere(*) norm	500	200	400	400	500	500	600	(5000)*	

* extrapolatie wordt niet aangeraden; deze gegevens dienen slechts ter vergelijking van de nieuwe normen op individuele basis met de oude normen op totaalbasis (zie ook 7.7.)

bron: RIVO, 1984

Voorts is in 1985 een onderzoek afgerond op het Instituut voor Milieuvraagstukken van de Vrije Universiteit (in opdracht van het RIZA), dat onder meer poogt vast te stellen in hoeverre Steltlopers met organochloorverbindingen (waaronder PCB's) worden belast gedurende hun 3 maanden lange verblijf in de Waddenzee in de herfst (De Voogt et al., 1985). De uitkomsten van dit onderzoek geven aan dat biomonitoring met volwassen Bonte Strandlopers (bijv. als indicatororganisme voor PCB-vervuiling van de Waddenzee) vooralsnog niet goed mogelijk is in verband met de variërende metabolische conditie van de vogels. Alleen aanvullend, internationaal opgezet onderzoek zou een definitieve uitspraak betreffende de geschiktheid van deze vogels voor biomonitoring mogelijk maken.

Fig. 4.10. Het verloop van de gehalten van 5 individuele chloorbifenylen (op vetbasis) in aal uit het Ketelmeer en het Haringvliet in de afgelopen 7 jaren



4.9. Conclusies

- Bij de bepaling van PCB's in water dient gelijktijdig het zwevend stofgehalte van het water en het organisch koolstofgehalte van het zwevend stof te worden bepaald.
- In de meeste gevallen verdient bepaling van PCB's met behulp van organismen of in sediment duidelijk de voorkeur boven bepaling in het water zelf.
- Door accumulatie in de afgelopen jaren zijn de bodems van de grote rivieren, met name het Haringvliet, sterk verontreinigd met PCB's.
- Het verdient aanbeveling om de huidige monitoring met behulp van mosselen en paling voort te zetten.
- Onder meer in de Waddenzee worden door de accumulatie van PCB's vooral de organismen aan de top van de voedselketen ernstig bedreigd.
- Onderzocht moet worden in welke mate het hoge gehalte aan PCB's in de Roer afkomstig is van de Duitse mijnen.

5. LUCHT

5.1. Inleiding

Het voorkomen van PCB's in het natuurlijk milieu in afgelegen gebieden, zoals b.v. in landijs op Antarctica, geeft aan dat transport via de lucht een belangrijker rol speelt dan vroeger algemeen werd aangenomen (Barros et al., 1983). Een belangrijk probleem voor een kwantitatieve onderbouwing vormt echter opnieuw de meetmethode. Om het gedrag van PCB's in de atmosfeer te kunnen voorspellen moet bekend zijn voor welk gedeelte ze in dampvorm aanwezig zijn, en voor welk gedeelte geadsorbeerd aan atmosferisch stof. Een bepalingsmethode die op correcte wijze verschil maakt tussen deze fracties is echter moeilijk te vinden omdat adsorptie van PCB's beter verloopt naarmate de stofdeeltjes kleiner zijn (vooral beneden 1 micrometer) en meer organisch koolstof bevatten. In de praktijk werkt men met filters, maar die zijn meestal niet toereikend voor het tegenhouden van stofdeeltjes van dergelijke geringe afmetingen, zodat daaraan geadsorbeerde PCB's niet van dampvormige PCB's te onderscheiden zijn. Bovendien houden dergelijke filters wel de grote stofdeeltjes tegen, die minder van belang zijn, hetgeen het beeld vertroebelt. Verder zijn zowel de verdamping als de adsorptie aan stof sterk afhankelijk van (de eigenschappen van) de betreffende congeneren. Tot slot is de concentratie in lucht zo laag dat een relatief grote hoeveelheid lucht (minimaal 1 m³) moet worden bemonsterd. Daarnaast speelt natuurlijk het probleem dat de (toch al schaarse) analysegegevens grotendeels op perchlorering zijn gebaseerd en deze gegevens dus moeilijk te vergelijken zijn met de meer recente meetresultaten van individuele congenere.

Er is dus weinig (recent) materiaal op grond waarvan een beeld geschetst kan worden van voorkomen en gedrag van PCB's in lucht.

PCB's komen voornamelijk in de atmosfeer terecht door verdamping en bij onvolledige verbranding van PCB-houdend afval. Verdampingsemissies kunnen b.v. optreden bij lekkage of verwerking van PCB-houdende transformatorolie. Daarnaast kan verdamping van PCB's plaatsvinden uit huishoudelijk en bedrijfsafval op stortterreinen. Ook verdamping uit secundaire bron, zoals rivieren en bodem, speelt een rol. Waarschijnlijk is er zelfs sprake van een dynamisch evenwicht tussen de vrije (niet-geadsorbeerde) PCB's in het water en die in de lucht.

Over de bijdrage van primaire (laat staan die van secundaire) verdampingsemissies aan de totale atmosferische belasting van PCB's bestaan vrijwel geen kwantitatieve gegevens. Op grond van aan buitenlandse literatuur ontleende

gegevens is door een projectgroep van het Ministerie van VROM voor vuilverbrandingsinstallaties een maximale emissie geschat van 0,25 gram PCB's per ton verbrand afval (IMP Afvalstoffen, 1984). Aangezien de geschatte hoeveelheid rookgas 6000 m³ per ton afval is, komt dit neer op een concentratie van maximaal 0,04 mg PCB's per m³ in het rookgas.

5.2. PCB's in lucht

Metingen in de lucht in Nederland zijn op beperkte schaal uitgevoerd door het IMG-TNO. In de periode 1979-1981 zijn daarbij in Delft 55 metingen verricht die een gemiddelde luchtconcentratie te zien gaven van ongeveer 1 ng/m³ en een maximum van ongeveer 3 ng/m³ (Diederen et al., 1981). Meer recent zijn achtergrondmetingen gedaan in Witteveen, Bilthoven en Vlaardingen, die min of meer als representatief kunnen worden beschouwd voor respectievelijk het noorden, midden en het geïndustrialiseerde westen van Nederland (Tabel 5.1.).

Tabel 5.1. Gemiddeld PCB-niveau in lucht te Witteveen, Bilthoven en Vlaardingen in ng/m³

PCB nr.	Witteveen	Bilthoven	Vlaardingen
44	0,03	0,03	0,04
70	0,05	0,09	0,09
87	0,006	0,004	0,004
95	0,07	0,09	0,1
101*	0,1	0,1	0,1
138*	0,1	0,1	0,1
140	0,1	0,1	0,1
141	0,05	0,04	0,05
151	0,07	0,06	0,06
153*	0,1	0,1	0,1
155	0,03	0,04	0,05
163	0,04	0,03	0,04
170	0,03	0,03	0,05
173	0,03	0,02	0,03
180*	0,08	0,06	0,1
194	0,008	0,008	0,01
195	0,007	0,006	0,006
196	0,01	0,007	0,02
201	0,009	0,009	0,01
202	0,02	0,02	0,03
totaal	0,94	0,944	1,09

* behoort tot de selectie van 7 congenen

bron: Diederen et al., 1984 (ongepubliceerd)

De verschillen tussen de drie plaatsen blijken kleiner dan men op het eerste gezicht verwacht zou hebben. Zelfs het totaalgehalte in Vlaardingen is nauwelijks significant hoger dan in de andere plaatsen. Voor wat betreft de 7 als representatief uitgekozen congenere (aangegeven met een sterretje), die hier 40% van de gemeten individuele PCB's uitmaken, lijkt deze verhoging uitsluitend gebaseerd op die van congeneer nummer 180.

5.3. PCB's in neerslag

Door het KNMI en RIVM zijn vanaf 1979 op het meetpunt De Bilt PCB-analyses uitgevoerd (Tabel 5.2.). Tot en met 1982 is gewerkt met z.g. open regenvangers, zodat de natte en een onbekend deel van de droge depositie meegenomen zijn. De bepalingen werden uitgevoerd m.b.v. perchlorering en omgerekend naar Aroclor 1260.

Tabel 5.2. Depositie van PCB's te De Bilt

Jaar	PCB Gemiddelde jaarlijkse concentratie (ng/l)	PCB Totale jaarlijkse depositie (g/km ²)
Open regenvanger		
Perchlorering		
Aroclor 1260		
1979	70	62
1980	40	34
1981	60	59
1982	130	87
Selectieve regenvanger		
Capillaire kolom		
Som van 20 PCB's		
1983	7	> 6

bron: Hofstee et al., 1984b

Vanaf 1983 wordt een selectieve regenvanger toegepast, die verder nog van een sinterglasfilter is voorzien, zodat (op twee elkaar aanvullende wijzen) in mindere mate droge depositie wordt meebepaald. Dit type regenvanger is alleen geopend bij neerslag, bovendien blijven aan stofdeeltjes (in de neerslag) geadsorbeerde PCB's achter op het sinterglas; echter ook PCB's uit druppels

die verdampt zijn. Daarnaast worden vanaf 1983 individuele congenen be-
paald.

Vanaf 1985 zal het onderzoek naar de depositie van PCB's worden uitgevoerd op
5 verschillende meetpunten verspreid over Nederland.

In een studie van Eisenreich et al. naar de atmosferische bijdrage aan de
PCB-belasting van de Amerikaanse grote meren werd geconcludeerd dat de droge
depositie van PCB's een factor 1,5-5,0 hoger is dan de natte depositie (Ei-
senreich et al., 1981). Het opvallende verschil tussen de waarnemingen te De
Bilt in 1983 t.o.v. de periode daarvoor moet daardoor niet alleen toegeschre-
ven worden aan een verschil in analysetechniek, maar zal daarnaast ook het
gevolg zijn van het verminderd meebepalen van de droge depositie in 1983.
Met de door TNO ontwikkelde rekenmodellen zijn tot nu toe geen berekeningen
uitgevoerd naar de depositie van PCB's in Nederland (R.M. van Aalst, pers.
mededeling).

Ter vergelijking zijn in Tabel 5.3. de schattingen van Eisenreich et al. voor
de gemiddelde depositie van PCB's in de USA opgenomen.

Tabel 5.3. Jaarlijkse depositie van PCB's in de USA

Locatie	Gemiddelde jaarlijkse PCB-depositie (g/km ²)	
stedelijk	100	- 700
landelijk	50	- 500
grote meren	20	- 150
oceaan	0,1	- 20
afgelegen gebieden	0,2	- 20

bron: Eisenreich et al., 1981

Het is duidelijk uit Tabel 5.2. dat de manier van monstereen en meten erg veel
invloed heeft op het resultaat. Een en ander is een rechtstreeks gevolg van
de in paragraaf 5.1. aangeroerde meetproblematiek. Met name is er geen over-
eenstemming over het al dan niet meten van droge depositie en de wijze waarop
dat in de praktijk bereikt zou kunnen worden (Christensen et al., 1979). Als
voorlopige waarde wordt wel aangenomen dat meer dan 90% van de PCB's in de
atmosfeer in dampvorm aanwezig is en dat de rest geadsorbeerd is aan deeltjes
kleiner dan 1 micrometer (Doskey et al., 1981). Dit zou mogelijk tevens het
relatief grote belang van droge depositie t.o.v. natte depositie verklaren
(Eisenreich et al., 1981). Vanwege de meetproblematiek in lucht (zie par.

5.1.) zou het aan stofdeeltjes geadsorbeerde deel echter ook veel hoger kunnen zijn. Nadere cijfers ontbreken echter.

5.4. Conclusies

Vanwege de lage dampspanning van de meeste PCB-congeneren (vooral de hoger gechloreerde) en vanwege de problematiek bij het meten van lage concentraties in lucht is het belang van dit compartiment voor de verspreiding van PCB's over het gehele mondiale milieu lange tijd onderschat en vertoont de kennis hier de meeste hiaten.

O.a. uit balansstudies (Fries et al., 1984) met planten (Scheunert et al., 1979) en overdrachtsstudies van voer via koe naar melk (Driessen et al., 1984) bleek indirect (voornamelijk door de grote verschillen tussen verklaarbare aanvoer en verklaarbare afvoer van PCB's) het mogelijk grote belang van het compartiment lucht (zie ook hoofdstuk 6 en 7).

Of de waargenomen discrepanties geheel door luchttransport van PCB's kunnen worden verklaard is door een ernstig gebrek aan betrouwbaar cijfermateriaal onduidelijk. Daartoe dienen de methodiek van het meten, het verkrijgen van een grote hoeveelheid basisgegevens en het verbeteren van verspreidingsmodellen voor PCB's te worden gestimuleerd.

Vanwege de meetproblematiek kan bepaling van PCB's in lucht het best geschieden met behulp van een totaalbepaling, waarbij lucht inclusief zwevend stof actief wordt aangezogen en in korte tijd relatief grote PCB-hoeveelheden worden verzameld. De bepaling van PCB's in depositie wordt minder zinvol geacht, onder andere vanwege de lange monstertijd, waarin de PCB's weer kunnen verdampen (hetgeen ook nog congeneer-afhankelijk is), en vanwege het niet meebepalen van stofdeeltjes, waaraan de PCB's geadsorbeerd kunnen zijn.

6. BODEM

6.1. Inleiding

In dit deel van het rapport wordt aandacht besteed aan het vóórkomen van PCB's in de bodem. Achtereenvolgens worden de onderzoeksresultaten behandeld voor de grond, het grondwater, opname door gewassen uit de bodem en de afbraak van PCB's door micro-organismen in de bodem. Bij de interpretatie van PCB-gehalten in de grond is het belangrijk om rekening te houden met het adsorptievermogen voor PCB's van grond. Een mogelijke maat hiervoor is het organisch koolstof gehalte. In Tabel 6.1. staan een aantal organisch koolstof gehalten van een aantal grondsoorten in Nederland vermeld. Bij een laag organisch koolstof percentage zal de adsorptiecapaciteit van PCB's aan de grond laag zijn en zullen de PCB's sneller via de lucht en/of het grondwater verspreiden.

Tabel 6.1. Gemiddelde organisch koolstof gehalten

Grondsoort	Organisch koolstof (% van d.s.)
zavelgrond	1 - 2
lössgrond (fijn zand)	1 - 3
kleigrond	1,5 - 2,5
veengrond *	13
oude zandgronden in Erabant	ca. 3

* Bij STIBOKA geeft men daarentegen aan de grond de naam veen als deze meer dan 22,5-45% organische stof bevat. De grens hangt af van het lutumgehalte van de minerale delen van de grond; bij afwezigheid van lutum ligt de grens op 22,5% bij 100% lutum ligt de grens op 45% (Het organisch stof gehalte is ca. 1,7 maal het organisch koolstof gehalte).

bron: BLGG, 1982

6.2. PCB's in de bodem

Over het voorkomen van PCB's in de bodem van Nederland zijn nauwelijks gegevens beschikbaar. Bij een onderzoek van het RIVM in 1983 (Wegman et al., 1983) werden grondmonsters (toplaag, 0-10 cm) afkomstig van 40 natuurgebieden onderzocht op het gehalte aan organische chloorverbindingen. De grondmonsters waren afkomstig van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) die de monsters in het kader van het project "Referentiewaarden van anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederlandse natuurterreinen" heeft geno-

men. De 4 natuurgebieden met de hoogste concentraties organische chloorverbindingen werden onderzocht op de aanwezigheid van PCB's (zie Tabel 6.2.).

Tabel 6.2. Voorkomen van PCB's in de bodem van 4 natuurterreinen

plaats	Concentratie PCB-congeneer (µg/kg Org. C)					Totale* PCB concentratie (µg/kg Org. C)	Org. C (%)
	52	101	138	153	180		
Zegveld	190	-	50	-	80	1100	26,1
Fochteloër Veen	230	150	40	80	-	1400	47,9
Blauwe Hel	170	230	90	90	30	1200	35,2
Blauwgrasland Zijdebrug	-	30	30	-	-	420	28,8

* som van 26 PCB-congeneren

bron: Wegman et al., 1983

De gevonden gehalten liggen tussen de 0,4 en 1,4 mg/kg organisch koolstof. De grondmonsters zijn alle afkomstig van veenachtige gebieden (de 4 hoogste gehalten aan organisch chloor kwamen overeen met de 4 hoogste waarden van het organisch koolstof). Aangenomen mag worden dat de PCB-belasting in natuurterreinen afkomstig is van depositie uit de lucht.

Door de slechte afbreekbaarheid van PCB's (par. 6.5.) en de waarschijnlijk geringe onttrekking uit de bodem ten gevolge van drainage en gewasopname (par. 6.4.) ten opzichte van de toevoer door atmosferische depositie maar ook door de toe- passing van zuiveringsslib en kompost in niet-natuurgebieden zal accumulatie van PCB's in de bodem optreden. Over de netto verwijderingsprocessen uit de bodem bestaan vrijwel geen bruikbare gegevens. Op grond van de gegevens van natuurterreinen en van de rond 1980 gemeten PCB-gehalten in polders, waar in het begin van de zestiger jaren havenslib is opgespoten (zie hoofdstuk 3), kan afgeleid worden dat de bijdrage van deze verwijderingsprocessen relatief gering zal zijn.

In Tabel 6.3. (Van Hattum et al., 1985) is de veronderstelde accumulatie van PCB's in de bodem gegeven voor een tweetal praktijksituaties: een natuurterrein waar alleen sprake is van belasting ten gevolge van depositie vanuit de lucht en een landbouwgebied waar een extra PCB-belasting op kan treden door de toepassing van zuiveringsslib. Berekend zijn de jaarlijkse accumulatie in g/ha jaar en de toename van bodemconcentraties in respectievelijk 1, 10 en 20 jaar. De berekeningen hebben betrekking op een situatie van ongewijzigd be-

leid bij gelijkblijvende emissies en concentraties. Voor het zuiveringsslib van RWZI's is uitgegaan van een gemiddelde gehalte aan PCB's van 0,7 mg/kg d.s. en een praktijkgift van 2 ton droge stof per ha per jaar. De afbraak- en verwijderingsprocessen zijn gering verondersteld en niet in de berekening meegenomen vanwege het ontbreken van voldoende kwantitatieve gegevens.

Tabel 6.3. Berekende jaarlijkse accumulatie van PCB's in de bodem

	PCB's in g/ha per jaar	
	natuurterrein	landbouwgebied
depositie	0,06 - 0,6	0,06 - 0,6
zuiveringsslib	-	1,4
toevoer	0,06 - 0,6	1,4 - 2,0
afvoer	-	-
accumulatie	0,06 - 0,6	1,4 - 2,0

bron: Van Hattum et al., 1985

Uit de jaarlijkse accumulatie in g/ha kan berekend worden dat voor natuurterreinen, in de toplaag van 20 cm (overeenkomend met $2 \cdot 10^6$ kg grond per hectare), ten gevolge van de depositie een toename van PCB-concentraties van 0,3 - 3 µg/kg d.s. per 10 jaar te verwachten kan zijn. In landbouwgebied kan, bij de toepassing van zuiveringsslib met de huidige kwaliteit, de concentratie in de toplaag in 10 jaar toenemen met 7 - 10 µg/kg d.s. De aanname dat verwijderingsprocessen in alle gevallen van ondergeschikt belang zijn wordt echter niet bevestigd in studies naar de opname van PCB's uit grond door gewassen (zie par. 6.4.).

6.3. PCB's in het grondwater

In het grondwater van drinkwatermaatschappijen zijn tot nu toe geen aantoonbare hoeveelheden PCB's aangetroffen (pers. mededeling, L. Puijker, 1985).

6.4. Opname van PCB's uit grond door gewassen

Hoewel veel gegevens bekend zijn van PCB's in de biosfeer, zijn er relatief weinig gegevens over de opname van PCB's door gewassen.

In twee onderzoeken zijn planten in geïndustrialiseerde gebieden vergeleken met planten in afgelegen gebieden (zie Tabel 6.4.). Op grond van verschillen in gebruikte analysetechniek zijn de resultaten van beide studies echter niet direct met elkaar vergelijkbaar.

Tabel 6.4. PCB's in een aantal planten (µg/kg d.s.)

Plant	Z-Duitsland (langs autoweg)	Z-Duitsland (Alpen)	Z-Holland	Friesland
Mos*	130	60	-	-
Heide*	280	80	-	-
Frambozen (blaadjes)*	150-270	110	-	-
Larix (blaadjes)*	950	170	-	-
Biezen*	120	70	-	-
Gras**	-	-	5,0	2,9

* als Clophen A50/A60

bron: Scheunert et al., 1979

** sommatie van 12 individuele PCB's (IUPAC nrs.: 28, 44, 52, 101, 118, 138, 141, 149, 151, 153, 170, 180)

bron: Driessen et al., 1984

Het voorkomen van PCB's in gewassen van niet geïndustrialiseerde gebieden kan vrijwel alleen worden verklaard door transport van PCB's via de atmosfeer. In 1977/78 is er in Duitsland een studie verricht naar de opname van een drietal PCB-congeneren door wortelen en suikerbieten. Gedurende 2 seizoenen zijn in het open veld deze gewassen verbouwd, nadat op ongeveer 10 cm diepte de met koolstof-14 gelabelde PCB-congeneren waren ingebracht. De concentratie in de grond bedroeg ongeveer 1 mg/kg d.s. (Scheunert et al., 1979).

Na elk seizoen werd er een materiaalbalans opgemaakt. Het tekort werd geweten aan ontsnapping naar de atmosfeer (zie Tabel 6.5.).

Tabel 6.5. Verdeling van drie PCB-congeneren over de grond en gewassen (%)

Conge- neer nr.	Grond								Grond- water		Wor- te- len	Suiker- bieten	Verdampt **	
	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-40 cm		> 60cm					
	1*	2*	1*	2*	1*	2*	1*	2*	1*	2*	1*	2*		
4	24,1	15,2	17,1	3,8	3,2	1,7	-	0,4	-	0,2	1,9	≤0,1	53,5	78,7
31	28,6	26,3	0,3	1,2	0,3	0,5	0,1	0,4	-	0,2	3,1	0,2	67,5	71,2
100	49,9	46,8	4,8	4,9	0,8	2,0	0,4	0,4	-	0,1	1,4	0,1	41,5	45,7

* na 1 of 2 seizoenen

** berekend uit ingebrachte/teruggevonden hoeveelheid

bron: Scheunert et al., 1979

Voor alle drie de verbindingen lijkt verdamping de voornaamste verliesroute van PCB's uit de grond te zijn. De opname door planten is klein en er vindt vrijwel geen transport in de bodem naar het grondwater plaats. Wel is de opname door de waterrijke suikerbieten lager dan die van de wortelen. De laaggechloreerde congener bleek voor een groot deel omgezet te worden in een aantal niet geïdentificeerde metabolieten (Tabel 6.6.).

Tabel 6.6. Omzetting van PCB's in grond en twee gewassen (%)

PCB conge- neer nr.	Onveranderde PCB's in grond		Onveranderde PCB's in wor- te- len		PCB-gehalten mg/kg** wor- te- len	
	1*	2*		in suiker- bieten		suiker- bieten
4	49	19	95	-	0,24	<0,001
31	79	80	82	74	0,71	0,04
100	91	89	81	93	0,41	0,03

* na 1 of 2 seizoenen

** natgewicht basis

bron: Scheunert et al., 1979

Uit een Nederlands onderzoek door het RIKILT (Driessen et al., 1983) bleek dat de overdracht van grond naar gras ongeveer 1,6% bedraagt.

6.5. Omzetting van PCB's in grond

6.5.1. Inleiding

Omzetting van PCB's kan in het algemeen op 2 manieren gebeuren. In het eerste geval door fotochemische omzetting (Hustert et al., 1972; Ruzo et al., 1975; Bunce et al., 1978) en in het tweede geval door afbraak met behulp van micro-organismen. De fotochemische omzetting zal voor de PCB-afbraak in grond van weinig belang zijn, zodat we ons nu beperken tot de microbiële afbraak van PCB's.

6.5.2. Microbiële afbraak van PCB's in de grond

In een aantal studies is er melding gemaakt van micro-organismen die in staat zijn om (vooral laaggechloreerde) PCB's af te breken (Baxter et al., 1975; Furukawa et al., 1976; Carey et al., 1978; Clark et al., 1979). Een probleem bij deze studies was het gebruik van open systemen waardoor geen onderscheid kan worden gemaakt tussen verdamping en afbraak als mogelijke wegen van PCB-verlies. Fries et al. (1984) meldden echter dat verdamping van vooral de

laaggechloreerde PCB's een belangrijke rol speelt. Factoren die de microbiële afbraak in het milieu kunnen beïnvloeden zijn:

1. De fysische en chemische structuur van de PCB-congeneer: aantal Cl-atomen, plaats van deze atomen in het molecuul, oplosbaarheid van het congeneer in water en vluchtigheid.
2. Microbiologische aspecten: soort, aantal en verdeling van PCB-afbrekende organismen en hun individuele vermogen tot PCB-afbraak.
3. Milieu- en omgevingsfactoren: pH, temperatuur, saliniteit, aanwezigheid van zuurstof en nutriënten, adsorptie van PCB's aan grond, sediment en biologische materialen.

Furukawa et al. hebben in 1978 een uitgebreide studie verricht naar de relatie tussen chemische structuur en biologische afbreekbaarheid van PCB's. Zij maakten gebruik van 31 PCB congenen en 2 bacteriesoorten: *Alcaligenes* sp. en *Acinetobacter* sp. De resultaten staan in Tabel 6.7. Uit deze resultaten trokken zij de volgende algemene conclusies:

1. De afbreekbaarheid neemt af naarmate het aantal chlooratomen toeneemt, vooral bij meer dan 4 chlooratomen.
2. PCB's die 2 chlooratomen in de ortho-positie hebben zijn in het algemeen minder gemakkelijk afbreekbaar: 2,4,6-trichloorbifenyyl was hierop een uitzondering en werd door *Acinetobacter* sp. wel gemakkelijk afgebroken.
3. PCB's met alle chlooratomen op één ring breken gemakkelijker af dan PCB's die hetzelfde aantal chloor-atomen over 2 ringen verdeeld hebben.

Verdere studies (Furukawa et al., 1979) toonden aan dat tetra- en pentacongenen die 2 chlooratomen in de 2- en 3- positie hebben zitten gemakkelijker afbreken dan de overige tetra- en pentachloorbifenyylcongenen (zie hoofdstuk 2).

Door een aantal onderzoekers (Tucker et al., 1975; Carey et al., 1978; Baxter et al., 1975) is aangetoond dat reincultures van bacteriën, afkomstig uit ondermeer riviersediment en rioolzuiveringsslib, PCB's kunnen afbreken. Fries et al. toonden in 1983 aan dat één van de voornaamste afbraakprodukten van een aantal laaggechloreerde PCB-congenen CO_2 was (zie Tabel 6.8.).

Tabel 6.7. Afbreekbaarheid van een aantal PCB-congeneren door *Alcaligenes* sp. Y 42(I)* en *Acinetobacter* sp. P6(II)*

PCB- groep ***	PCB- congeneer nr.	Afbraaksnelheid** (nmol/ml.uur)	
		I	II
A	1, 2 en 3	50	50
B	5	50	46,4
	7	50	50
	9	50	50
	10	0	4,1
	12	50	44,1
	14	50	48,2
	4	6,3	14
C	8	48,2	49,1
	11	-	18,5
	15	16,2	25,2
	21	35,1	32,0
D	24	0	0
	29	46,0	32,4
	30	3	46
	18	2	5
E	26	42	41
	28	22	30
	33	41	40
	61	16	39
F	65	26	19
	47, 66 en 77	0	0
G	52	0	4
	54	1	0
	40	9	7
	99	1	
H			

* Aantal bacteriën per ml was respectievelijk 2×10^9 en $0,44 \times 10^9$

** 500 nmol opgelost in 10 ml fosfaatbuffer (pH 7,5); de afbraaksnelheid werd voor de mono-, di- en trichloorbifenylen na 1 uur bepaald, die van de andere PCB's werd na 2 uur bepaald (met GC-MS)

*** Indeling op grond van metabole eigenschappen

bron: Furukawa et al., 1978

Tabel 6.8. PCB-afbraak in grond (identificatie door dunne laag chromatografie)

PCB- congeneer	Beginconcentratie (mg/kg d.s.)	$^{14}\text{CO}_2$ na 98 dagen (%)	^{14}C in grond na 98 dagen (%)	Recovery (%)
Bifenyl	0,19	14	58	72
1	0,32	20	46	66
2	0,38	17	60	77
3	0,21	16	64	80
47	0,51	0,4	89	90
52	0,93	0,7	87	88
133	0,68	0,8	86	87
153	0,51	0,1	94	94

bron: Fries et al., 1984

In het milieu blijken echter een aantal belemmerende factoren aanwezig waardoor deze mogelijke afbraak van PCB's niet plaatsvindt. Dit is toe te schrijven aan het feit dat de afbraak van PCB's niet plaatsvindt indien er gemakkelijker afbreekbare koolstofhoudende voedingsbronnen aanwezig zijn. Dit wordt bevestigd door het onveranderd voorkomen van PCB's in riviersediment en rioolzuiveringsslib.

6.6. Conclusies

- Uit een viertal metingen dat door het RIVM in natuurterreinen is gedaan blijkt dat er een vrij hoge achtergrondwaarde voor de gehalten van PCB's in grond bestaat, in dezelfde orde van grootte als die van zuiveringsslib. Een referentiewaarde van PCB's in grond in Nederland in relatie tot het organisch koolstof gehalte is niet beschikbaar.
- Hoewel onder laboratorium-omstandigheden PCB's door micro-organismen kunnen worden afgebroken zijn er geen duidelijke aanwijzingen in welke mate dit in het milieu ook plaatsvindt.

7. VOEDING

7.1. Inleiding

Zoals in paragraaf 2.4. reeds is aangegeven, komt bijna de hele menselijke belasting met PCB's voor rekening van de voeding. Rechtstreekse besmetting via ingeademde lucht of via de huid is verwaarloosbaar behalve in sommige arbeidsomstandigheden (NIOSH, 1977). Aangezien PCB's in voedingsmiddelen zich hoofdzakelijk in het vet daarvan zullen bevinden, zullen voedingsstoffen in het algemeen meer PCB's bevatten naarmate het vetgehalte hoger is. In dit hoofdstuk zullen de volgende produkten worden behandeld: visserijprodukten, overige dierlijke produkten, plantaardige produkten en drinkwater. Tot slot zullen het totale voedingspakket en de normen voor voedingsmiddelen worden besproken. Vanwege kwaliteitscontrole van voedingsmiddelen zijn hierover redelijk veel gegevens bekend. Het overgrote deel is echter nog met de inmiddels verouderde totaalmethoden bepaald. Een bijkomend probleem kan zijn de definitie van vet. Sommige onderzoekers vatten hier alleen de triglyceriden onder, anderen gebruiken een meer empirische maat, nl. alles dat oplost in een organisch oplosmiddel, bijv. pentaan of hexaan.

Sinds 1973 wordt door het RIVM regelmatig onderzoek naar het voorkomen van PCB's in humaan vet (autopsie-materiaal) uitgevoerd via de perchloreringsmethode. De resultaten van dit onderzoek zijn hieronder kort samengevat.

Tabel 7.1. PCB-gehalte (in mg/kg op vetbasis) in humaan vet, bepaald na perchloreren en uitgedrukt als Clophen A60

Periode	Mediaanwaarde	Bereik
1973/74	2,2	0,1 - 5,4
1975	1,8	0,1 - 2,2
1976	1,6	0,2 - 21
1977/78	1,9	0,9 - 4,1
1979	1,6	0,1 - 2,8
1980	2,5	0,9 - 9,1
1981	1,8	0,8 - 3,4
1982	2,1	0,7 - 6,4
1983	2,0	

bron: Greve et al., 1983

Uit Tabel 7.1. blijkt dat over de onderzochte periode geen duidelijke neer- of opwaartse trend aanwijsbaar is. Dit wordt gedeeltelijk veroorzaakt door de

onzekerheid in de bepalingmethode. Wel is er duidelijk veel spreiding in de gevonden getallen. Enerzijds wordt dit veroorzaakt door verschillen in opname en uitscheiding door verschillende personen, anderzijds is ook hiervoor de methode deels verantwoordelijk. Het zou daarom aanbeveling verdienen - indien mogelijk - deze oude monsters opnieuw te bepalen met behulp van capillaire gaschromatografie (zie Tuinstra, 1983; Driessen et al., 1982).

7.2. Visserijprodukten

PCB's aanwezig in het aquatisch milieu komen vooral via het water, sediment en de voedselketen terecht in vis, schaal- en schelpdieren. In deze visserijprodukten vindt ophoping van PCB's in het vetweefsel plaats; vandaar dat vette vissoorten zoals paling, haring en makreel in de regel op gewichtsbasis hogere PCB-gehalten bevatten dan magere vissoorten zoals kabeljauw en schol. De PCB-gehalten van visserijprodukten zijn in het algemeen een (versterkte) afspiegeling van de PCB-gehalten in het aquatische milieu waaruit ze afkomstig zijn. Met name de relatie tussen het PCB-gehalte van paling en sediment van eenzelfde lokatie blijkt sterk te zijn (zie Hoofdstuk 4).

Onder supervisie van de Landbouwadviescommissie Milieukritische Stoffen (LAC) worden vanaf 1971 uit verschillende viswateren regelmatig monsters van diverse vissoorten, schaal- en schelpdieren genomen en onderzocht op PCB's. De resultaten van dit monitoringsonderzoek geven een beeld van de PCB-gehalten in visserijprodukten over de laatste jaren.

Vanaf 1979 zijn de in dit kader gedane PCB-bepalingen uitgevoerd met capillaire gaschromatografie, waarbij de individuele PCB-componenten worden gemeten. In Tabel 7.2. worden de gemiddeld over de laatste jaren aangetroffen PCB-gehalten weergegeven van de in Nederland meest geconsumeerde vissoorten, schaal- en schelpdieren.

Voorzover er grote verschillen tussen de verschillende vangstgebieden bestaan in de PCB-gehalten van daaruit afkomstige visserijprodukten is in de tabel naar vangstplaats gespecificeerd. De analyse van afzonderlijke vissen leert dat de spreiding in de gehalten (op één monsterplaats en -tijdstip) circa 40% bedraagt.

Uit het vanaf 1971 lopende monitoringonderzoek kan in het algemeen noch een stijgende noch een dalende trend over de jaren worden waargenomen van de PCB-

gehalten van in Nederland aangevoerde visserijprodukten. Wel is vanaf 1979 een sterke daling waargenomen van de PCB-gehalten in paling uit het Haringvliet en het Hollands Diep. Deze gehalten liggen nu op het niveau van de grote rivieren.

Tabel 7.2. Gemiddelde PCB-gehalten, berekend over de jaren 1981, 1982 en 1983 in een aantal belangrijke visserijprodukten (som van 6 individuele congenere)

Visserijprodukt	Vangstgebied	Vetgehalte in g/kg vers produkt	PCB-gehalte ¹⁾ in mg/kg vers produkt
Paling	Grote rivieren	200	10
	IJsselmeer	200	2,5
	Overige wateren	200	2
Haring ²⁾		100	0,2
Makreel ²⁾		160	0,2
Kabeljauw ²⁾		5	0,1
Kabeljauwlever	Zuidelijke Noordzee	500	10
	Centrale Noordzee	500	5
Baars, Snoekbaars ²⁾		20	0,1
Tong, Schol ²⁾		10	0,1
Garnalen ²⁾		20	0,1
Mosselen ²⁾		20	0,1

¹⁾ normstelling is eveneens in mg/kg vers produkt

²⁾ voor deze visserijprodukten bestaan geen grote verschillen in de PCB-gehalten van visserijprodukten afkomstig van verschillende vangstgebieden, voorzover deze voor Nederland van belang zijn

bron: LAC, 1981; 1982

Het vangstgebied en het vetgehalte maken paling tot de vissoort waarvan het PCB-gehalte m.b.t. de consumptie(norm) het meest kritisch is. Paling uit de grote rivieren bevat de hoogste gehalten aan PCB's. Van de in Nederland gevangen paling komt ca. 4% uit deze wateren. Circa 80% van de in Nederland gevangen paling komt uit het IJsselmeer. De PCB-gehalten hiervan liggen op een veel lager niveau (Tabel 7.2.). Het overgrote deel, in 1982 circa 65%, van in Nederland geconsumeerde paling wordt echter geïmporteerd. Op de door lozingen van de Duitse mijnbouw sterk met PCB's verontreinigde Roer vindt geen beroepsmatige palingvangst plaats.

7.3. Dierlijke produkten

De accumulatie van individuele PCB's in de voedselketen is onder meer afhankelijk van de mate waarin de verbinding wordt afgebroken en uitgescheiden door het organisme (zie hoofdstuk 2). Daardoor wijkt de samenstelling van in biologische monsters aangetroffen PCB's af van die in technische mengsels door een relatief hoog gehalte aan hoger gechlorideerde PCB-componenten, en wel des te meer naarmate het dier hoger in de voedselketen staat. Ook de concentratie van de chloorbifenylen in de diervoeding is van invloed op de accumulatiefactor; bij lagere gehalten is de overdrachtsefficiëncy groter.

Omdat dieren hoger in de voedselketen staan zijn de PCB-gehalten in dierlijke produkten gemiddeld hoger dan in plantaardige produkten. Een samenvatting van PCB-gehalten van dierlijke produkten is in Tabel 7.3. opgenomen. De in Tabel 7.3. genoemde gehalten zijn gebaseerd op metingen door de Zuivelcontrole-instellingen, het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, het Rijkskwaliteitsinstituut voor Land- en Tuinbouwprodukten en de Keuringsdiensten van Waren. De meeste gegevens zijn verkregen met behulp van perchlore-ring (met name voor rundvet en varkensvet). Onderzoek op basis van individuele PCB-analyse begint nu op gang te komen.

Tabel 7.3. Totaal PCB-gehalte in $\mu\text{g/kg}$ in dierlijke produkten

	Op vetbasis		Op produktbasis
	gemiddelde	spreiding	gemiddelde
melk	90	20-400	3
rundvlees	80	50-550	10
varkensvlees	50	50-660	12
kippevlees	100*		10*
eieren	100*		10*

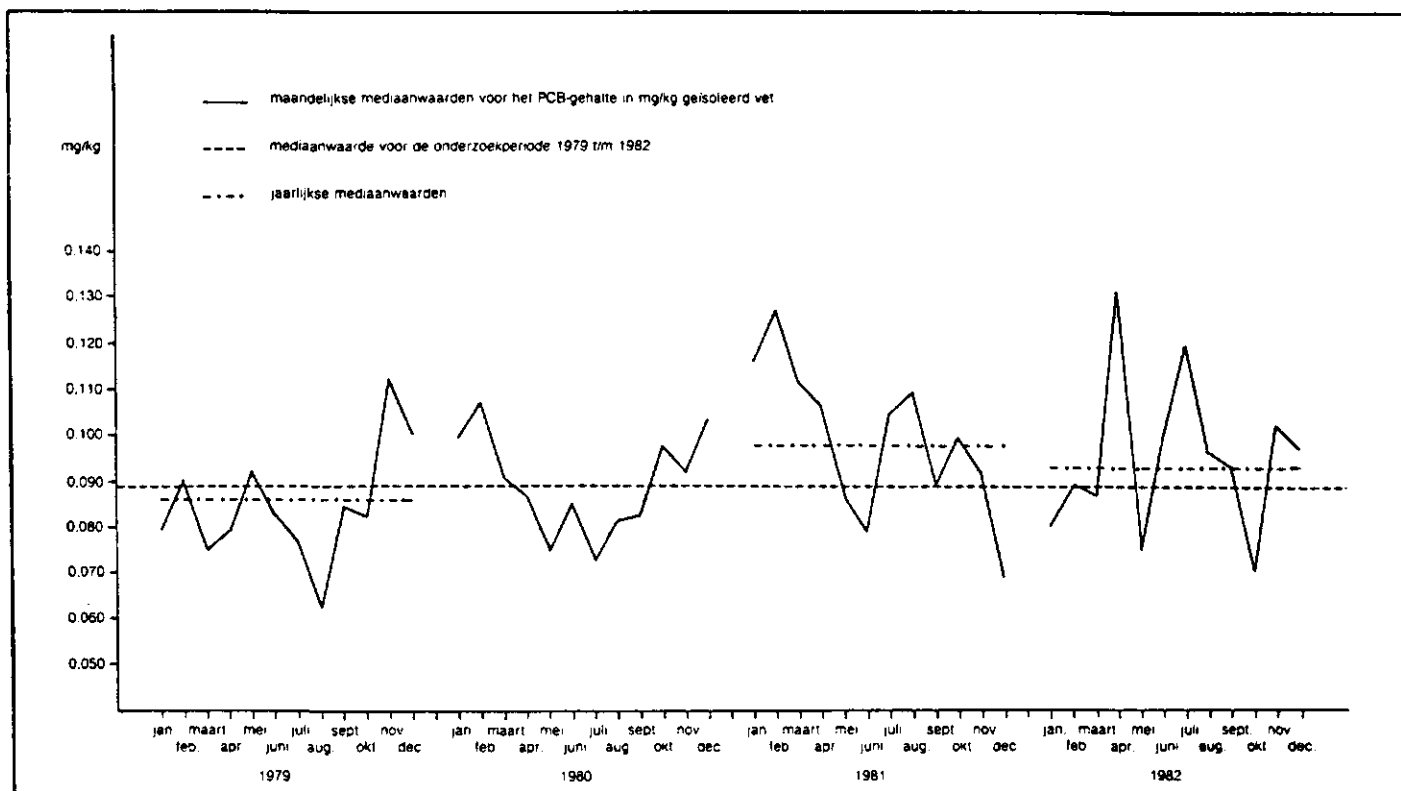
* geschatte waarde wegens onvoldoende betrouwbare gegevens

bron: LAC, 1981; 1982

Het meeste onderzoek is gedaan aan melk en melkprodukten (Fig. 7.1.). Deze produkten zijn nl. het meest intensief aan controle onderworpen. De variatie in de jaarlijkse mediaanwaarden is niet bijzonder groot. Ook de gehalten van individuele monsters overschrijden zelden $200 \mu\text{g/kg}$ in het melkvet (vgl. Tabel 7.3.). Mede gezien de analyseproblematiek kan geen andere uitspraak

worden gedaan dan dat er geen duidelijke toename of afname van de gehalten in de tijd te constateren valt. Wel zijn regionale verschillen waarneembaar, het gehalte in het Noorden van het land is gemiddeld lager dan in de industriële gebieden van Noord- en Zuid-Holland (Tabel 7.4.). Speciaal onderzoek door het RIKILT (Driessen et al., 1984) heeft aangetoond dat de PCB-gehalten van weidegras in Zuid-Holland significant hoger zijn dan in Friesland (Tabel 7.5.) en dat de PCB-gehalten in gras en hooi in het algemeen hoger zijn dan die in krachtvoerders (Tabel 7.6.). Uit experimenten gericht op de bepaling van de overdracht van chloorbifenylen van het voer naar de melk kon onder bepaalde aannamen maximaal 70% van het PCB-gehalte in de melk verklaard worden uit de besmetting van het veevoeder (Driessen et al., 1984).

Fig. 7.1. Het maandelijks verloop van de besmetting van Nederlandse melk en melkprodukten met PCB's (perchloreringsmethode)



bron: LAC, 1982

Tabel 7.4. Mediaan en variatiecoëfficiënten van het chloorbifenyolgehalte (µg/kg droge stof) in melk per bemonsteringsgebied

PCB nr.	Friesland (n=10)		Zuid-Holland (n=10)		Rivierengebied (n=10)	
	mediaan	v(%)	mediaan	v(%)	mediaan	v(%)
28	< 1		< 1		< 1	
52	< 1		< 1		< 1	
101	< 1		< 1		< 1	
118	3,3	21	5,6	20	6,8	53
138	4,6	21	9,0	14	8,2	50
153	5,7	31	11,7	14	10,6	60
180	2,2	24	5,0	20	4,7	66

bron: Driessen et al., 1984

Tabel 7.5. Mediaan en variatiecoëfficiënten van het chloorbifenyolgehalte (µg/kg droge stof) in gras per bemonsteringsgebied

PCB nr.	Friesland (n=5)		Zuid-Holland (n=6)		Rivierengebied (n=6)	
	mediaan	v(%)	mediaan	v(%)	mediaan	v(%)
28	0,31	20	0,39	28	0,66	71
52	0,11	79	0,38	26	0,32	102
101	0,34	29	0,52	15	0,45	87
118	0,22	21	0,41	34	0,36	62
138	0,43	16	0,64	39	0,61	62
153	0,53	12	0,76	28	0,56	72
180	0,27	45	0,40	31	0,33	57

Bron: Driessen et al., 1984

Tabel 7.6. Mediaan en variatiecoëfficiënten van het chloorbifenylniveau (µg/kg droge stof) in krachtvoeder per bemonsteringsgebied

PCB nr.	Friesland (n=6)		Zuid-Holland (n=5)		Rivierengebied (n=6)	
	mediaan	v(%)	mediaan	v(%)	mediaan	v(%)
28	0,16	62	0,23	23	0,15	109
52	0,10	72	0,17	20	0,19	142
101	0,18	31	0,18	13	0,47	120
118	0,13	52	0,12	24	0,19	142
138	0,25	68	0,32	32	0,54	81
153	0,26	61	0,28	17	0,46	72
180	0,19	86	0,21	29	0,25	60

bron: Driessen et al., 1984

De ontbrekende 30% kon niet verklaard worden uit opname uit drinkwater of ingeademde lucht. Uit de beschrijving van de monstername in het rapport was niet geheel duidelijk of dit ontbrekende deel wellicht kon worden verklaard door herbesmetting van het weidegras via de uitwerpselen van de koe. Uit een eerste schatting blijkt echter dat dit effect te verwaarlozen is. Een andere mogelijke bron voor het ontbrekende deel is wellicht de hoeveelheid (circa 500 g per koe per dag) aanhangende aarde, die koeien met het gras mee naar binnen krijgen. Mede gezien de regionale verschillen en de overigens betrekkelijk geringe variatie in de PCB-gehalten lijkt het waarschijnlijk dat de bron van de PCB-verontreiniging van het gras gelegen is in de besmetting van het gras via de lucht, aangezien slib als bron daarvan in dit onderzoek werd uitgesloten. Deze luchtverontreiniging heeft vermoedelijk een vrij algemeen karakter. In ieder geval is tot nu toe geen duidelijke invloed van puntbronnen gevonden, hoewel b.v. niet specifiek in de buurt van vuilverbrandingsinstallaties is gemeten. De verontreiniging van krachtvoeder kan deels eveneens afkomstig zijn van luchtverontreiniging, deels van verwerkte dierlijke vetten. Verder onderzoek hiernaar is noodzakelijk, mede in verband met de wenselijkheid om een lagere norm te stellen voor PCB's in veevoerders, in relatie tot de normstelling in voedingsmiddelen. De huidige norm voor PCB's in veevoerders is 300 µg/kg, de detectiegrens bij de toenmalige analysemethode. De feitelijke gehalten in Nederlandse veevoerders zijn gewoonlijk echter veel lager. Voor geïmporteerde veevoerders geldt dit niet altijd (zie par. 7.7.)

Tevens is onderzoek in voorbereiding naar de PCB-gehalten in varkens, pluimvee en eieren teneinde m.b.v. capillaire gaschromatografie meer recente gegevens te verkrijgen voor de bepaling van het gemiddelde gehalte van individuele congenen en van de spreiding daarin. Bij deze diersoorten is het krachtvoer waarschijnlijk de voornaamste bron van het PCB-gehalte.

7.4. Plantaardige produkten

Gewassen kunnen rechtstreeks met PCB's worden verontreinigd vanuit de lucht en indirect via overdracht vanuit verontreinigde grond. Aangezien deze laatste overdracht klein is (Groenemeijer et al., 1983; Scheunert et al., 1979) is de eerste factor waarschijnlijk het belangrijkste.

De PCB-gehalten in plantaardige produkten zijn laag tot zeer laag, afhankelijk van herkomst en vetgehalte. Vanwege het beperkte onderzoek en de analyse-problematiek, met name op dit lage niveau, is het moeilijk om het gemiddelde gehalte betrouwbaar vast te stellen. In één onderzoek (De Vos, 1984) werden in aardappelen, groenten, peulvruchten en vruchten geen PCB's aangetoond bij een detektielgrens van 10 µg/kg produkt. In ander onderzoek werden in aardappelen geen PCB's gevonden bij een detektielgrens van 2 µg/kg. Bij tarwe zijn bij onderzoek wel PCB's gevonden in een gemiddeld gehalte tussen 5 en 7 µg/kg. In plantaardige vetten worden soms wat hogere gehalten gevonden. Het gemiddelde gehalte is echter lager dan 50 µg/kg (patroonherkenningsmethode).

7.5. Drinkwater

Voor zover bekend is in Nederlands drinkwater nooit PCB's aangetoond (L. Puyker, pers. mededeling). Dit werd bevestigd door de reacties van drinkwaterbedrijven die in het kader van dit evaluatierapport daarover schriftelijk werden benaderd.

7.6. Het totale voedselpakket

Op basis van de in dit hoofdstuk gegeven informatie over het voorkomen van PCB's in diverse groepen levensmiddelen is een schatting gemaakt van de gemiddelde belasting van de Nederlandse bevolking via het levensmiddelenpakket. Hierin zijn als consumptiefactoren de hoeveelheden genomen, die volgens de huidige kennis gemiddeld per dag worden geconsumeerd.

Uit Tabel 7.7. blijkt, dat z.g. "zichtbare" vetten (voor de bereiding van voedsel) voor 25%, vlees en eieren voor 16%, vis voor 21%, zuivel voor 18% en plantaardige produkten voor hoogstens 20% bijdragen aan de gemiddelde belasting van de mens met PCB's via voeding. De belasting via de lucht is in vergelijking daarmee verwaarloosbaar. De schatting van de gemiddelde opname in Tabel 7.7. komt redelijk overeen met van 1976 tot 1978 uitgevoerd onderzoek door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne naar het vóórkomen van PCB's in totale dagvoedingen (24- uurs-maaltijden). Een herhaling van dit onderzoek is in de tweede helft van 1984 aangevangen. De resultaten hiervan zullen medio 1985 beschikbaar komen.

Tabel 7.7. Gemiddelde dagelijkse belasting van de mens met PCB's

Warengroep	Consumptie (g/dag)	Gemiddeld PCB-gehalte (mg/kg)	Gemiddelde dage- lijkse belasting (µg)
zichtbare vetten, incl.			
boter	56	0,05*	2,8
melk(produkten)	420	0,003	1,3
kaas	24	0,03	0,7
vlees(waren)	150	0,01	1,5
eieren	29	0,01	0,3
zeevis	13	0,15	2
zoetwatervis	1	0,5	0,5
plantaardige produkten (graan, aardappelen, groenten, fruit, suiker, bier en wijn)	1000	0,0025	max. 2,5
drinkwater	1400	p.m.	p.m.
			11,6
lucht			max. 0,1

* Onderzoek is gestart om dit getal nader te verifiëren

bron: Van der Kolk, 1985

Een door het Centraal Instituut voor Voedingsonderzoek uitgevoerd onderzoek naar onder andere PCB's in de voeding van adolescenten in 1978 laat iets hogere dagelijkse opnames zien dan het onderzoek naar dagvoedingen (Tabel 7.8.).

Tabel 7.8. Dagelijkse PCB-opname in Nederland door middel van het voedsel (perchloreringsmethode)

	Gehalte op vetbasis (µg/g)		Opname per persoon per dag (µg)	
	1976 (winter)	1978 (zomer)	1976	1978
RIVM-onderzoek				
Laagste waarde	0,03	0,03	3	1
Gemiddelde	0,22	0,06	14	7
Hoogste waarde	1,08	0,11	71	19
CIVO/TNO-onderzoek, 1976-1978				
Gemiddelde			15	

bron: Greve et al., 1977; 1978; De Vos et al., 1984

Een verschil in methodiek tussen beide onderzoeken verklaart wellicht het verschil in resultaat. In beide gevallen onderging het voedsel de gebruikelijke bereiding, zoals wassen, schillen en koken, alvorens er werd gemonsterd. Bij het CIVO/TNO-onderzoek werden de ingrediënten elk apart bemonsterd en gemeten en achteraf werden de gehalten opgeteld. Bij deze optelling werd een gehalte ter grootte van de detectielimiet aangenomen indien het gehalte niet detecteerbaar bleek. Met deze methode komt men al gauw hoger uit dan met die van het RIVM-onderzoek, waarbij de totale maaltijden werden gehomogeniseerd en bemonsterd. Ook was er nog een verschil in de geselecteerde populatie (adolescenten versus volwassenen) en het soort dieet (winter- versus zomerdieet in het RIVM-onderzoek).

Bij de hierboven gepresenteerde belasting is uitgegaan van gemiddelde opnames voor de totale Nederlandse bevolking. Deze gemiddelde opname van PCB's dient vergeleken te worden met de toxicologische gegevens in hoofdstuk 2. Op grond van de bestaande kennis bleek het niet mogelijk een aanvaardbare dagelijkse opname voor de mens vast te stellen. Een dagelijkse opname (ADI) van 1 µg/kg lichaamsgewicht (door de WHO voorgesteld in 1976) wordt nu echter als te hoog beschouwd. Het is duidelijk, dat mensen die meer dan gemiddelde hoeveelheden eten van bepaalde sterker verontreinigde levensmiddelen hierdoor ook een hogere PCB-opname hebben. Verhoogde PCB-opname moet met name gezocht worden bij diegenen, die relatief veel paling eten, dan wel kabeljauw- of schelvislever. Bijvoorbeeld kan dit het geval zijn bij sportvissers die paling uit de grote rivieren consumeren. Met het oog op deze laatste groep wordt de consumptie van paling uit de grote rivieren afgeraden.

Dit brengt ons bij een van de belangrijkste beperkingen van dit soort schattingen: hoe representatief is het "gemiddelde" voedingspakket voor de bevolking als geheel en voor speciale groepen als (lacto)vegetariërs of juist grote (vlees- en/of vis-)eters in het bijzonder? Hierover, en over de invloed van het dieet op de opname van contaminanten, is heel weinig bekend, zowel in Nederland als daarbuiten (Van der Kolk, 1985). In dit verband moeten nogmaals de zuigelingen worden genoemd als een bijzondere groep met een vetrijk dieet in een uiterst kwetsbare fase van hun leven. Op een onlangs onder auspiciën van de WHO op het RIVM gehouden symposium over moedermelk (WHO, 1985) werd geconcludeerd dat met name hier onze kennis nog grote lacunes vertoont. Een schatting van de dagelijkse PCB-opname door zuigelingen kwam op 10 µg/kg lichaamsgewicht (Van der Kolk, 1984). Dit is ruim 50 maal zoveel als de geschatte opname van volwassenen (Tabel 7.7.) en 10 maal zoveel als de in 1976 door de WHO voorgestelde Acceptable Daily Intake, die op dit moment als te hoog wordt gezien (hoofdstuk 2).

Voor moedermelk (jaar van bemonstering: 1983) is een mediaanwaarde van 0,72 mg/kg op vetbasis gevonden bij onderzoek van 278 moedermelkmonsters, met een bereik van 0,27 - 2,23 mg/kg (Greve et al., 1985). Dit onderzoek is uitgevoerd volgens de perchloreringsmethode. Een aantal monsters zal eveneens worden onderzocht met capillaire gaschromatografie. De resultaten hiervan komen medio 1985 beschikbaar.

Aangezien onvoldoende vergelijkbare gegevens ter beschikking staan over PCB-gehalten in moedermelk in voorafgaande jaren, kan geen definitieve uitspraak gedaan worden over trends; een correlatie tussen PCB-gehalten in moedermelk en die in menselijk vetweefsel mag echter worden verwacht. Op grond hiervan wordt aangenomen dat ook de PCB-gehalten in moedermelk in de periode 1973-1983 gemiddeld gelijk zijn gebleven. Dit is in overeenstemming met buitenlandse gegevens (Jensen, 1985).

7.7. Normstelling

In Nederland gelden momenteel op grond van de Warenwet normen voor PCB's in paling (vanaf 1981; gewijzigd in 1984), makreelachtigen en overige vissoorten en vislever (vanaf eind 1984). Normvoorstellen voor andere voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong zijn in behandeling bij de Adviescommissie Warenwet.

Voor controle op het PCB-gehalte van voedingsmiddelen is gebleken dat de bepaling van individuele chloorbifenylen de meeste aanbeveling verdient. Men

baseert zich bij het stellen van grenswaarden voor PCB's in voedingsmiddelen op zeven geselecteerde individuele chloorbifenylen (zie 1.3.4.).

Bij de ontwikkeling van normen voor PCB's in voedingsmiddelen is gekozen voor normen op basis van deze zeven individuele chloorbifenylen, op zodanig niveau dat elk van deze zeven afzonderlijke normen ongeveer gelijkwaardig is aan de oorspronkelijk voorgestelde norm voor totaal PCB's. Onderstaand is weergegeven hoe de normen voor de geselecteerde individuele chloorbifenylen worden berekend, uitgaande van een toelaatbaar geacht niveau voor totaal PCB's.

<u>Component</u>		<u>Hoogte van de norm uitgaande</u>
Nr.	Naam	<u>van een voorgestelde norm a</u> voor totaal PCB's
28	2,4,4'-trichloorbifenyyl	0,10 a
52	2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl	0,04 a
101	2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl	0,08 a
118	2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl	0,08 a
138	2,2',3,4,4',5'-hexachloorbifenyyl	0,10 a
153	2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl	0,10 a
180	2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl	0,12 a

Voor de eenvoud wordt hier verder alleen gesproken over de uitgangspunten bij het vaststellen van deze normen.

Deze uitgangspunten zijn:

Paling	5 mg/kg op produktbasis
Makreelachtigen	3 mg/kg op produktbasis
Overige vissoorten	1 mg/kg op produktbasis
Vislever	15 mg/kg op produktbasis

Voorts zijn de volgende normen voorgesteld:

Melk, melkprodukten, kaas en boter	0,5 mg/kg op vetbasis
Vlees en vleeswaren	0,5 mg/kg op vetbasis
Eieren en eiprodukten	0,5 mg/kg op vetbasis
Pluimveevlees	0,5 mg/kg op vetbasis

In Tabel 7.9. staan deze normen, die overigens afgeleid zijn van de maximaal aanwezige percentages in mengsels (Aroclors), uitgesplitst naar individuele congenen.

Tabel 7.9. Normen op basis van individuele congenere

Produkt	Totale PCB to- leran- tie	Individuele toleranties						
		PCB-congeneren						
		28	52	101	118	138	153	180
Melk, melkprodukten*								
kaas, boter	0,5	0,05	0,02	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06
Vlees en vleeswaren*	0,5	0,05	0,02	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06
Eieren en eiprodukten*	0,5	0,05	0,02	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06
Pluimveevlees*	0,5	0,05	0,02	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06
Vislever**	15	1,50	0,60	1,20	1,20	1,50	1,50	2,0
Paling**	5	0,50	0,20	0,40	0,40	0,50	0,50	0,60
Makreelachtigen**	3	0,30	0,12	0,24	0,24	0,30	0,30	0,36
Overige vissoorten**	1	0,10	0,04	0,08	0,08	0,10	0,10	0,12

* normen in mg/kg op vetbasis (voorgesteld)

** normen in mg/kg op produktbasis (van kracht)

bron: Ned. Stcrt., 1984b

Het bleek dat bij alle vismonsters waar de totaal PCB-norm werd overschreden, gewoonlijk ook tenminste één individuele tolerantie werd overschreden (zie Tabel 4.15.). In een enkel geval werd al een individuele tolerantie overschreden terwijl de totaal PCB-norm net niet overschreden was. Deze toetsing is niet alleen voor vette vis, maar ook voor magere vissen uitgevoerd (RIVO, 1985).

De aktuele situatie bij andere levensmiddelen is zodanig dat gewoonlijk geen overschrijding van de totaal PCB-tolerantie respektievelijk de individuele toleranties wordt gevonden.

In geïmporteerde veevoeders, waar de norm 0,3 mg/kg produkt bedraagt, wordt deze alleen overschreden bij palmprodukten (Tabel 7.10.). Overigens is deze norm nogal hoog, gezien b.v. de norm in melk van 0,5 mg/kg vet en de accumulatie factor die optreedt tussen voer en melk die zeker groter is dan 5/3 (Driessen et al., 1984).

Tabel 7.10. PCB's in geïmporteerde veevoedergrondstoffen in 1980, berekend op produktbasis, uitgedrukt als Clophen A60

Analysemethode: perchlorering (detectiegrens 0,05 mg/kg)

Produkt	Aantal monsters	Gemiddelde mg/kg	Spreading mg/kg
Luzerne pellets	1	0,10	0,10
Bietenpulp pellets	1	0,18	0,18
Boekweit	2	n.d.	n.d.
Citruspulp pellets	2	0,09	0,08-0,09
Lijnzaadprodukten	16	0,09	0,05-0,19
Mais	4	n.d.	n.d.
Palmprodukten	4	0,17	0,07-0,36
Raapzaadprodukten	6	0,06	0,05-0,08
Rijstprodukten	8	0,11	0,05-0,20
Soja pellets	8	n.d.	n.d.
Tapioka pellets	2	0,05	0,05
Tarweprodukten	31	0,08	n.d.-0,20
Vismeel pellets	2	n.d.	n.d.
Zonnebloemprodukten	3	n.d.	n.d.

n.d. = niet detecteerbaar

bron: RIV, 1980

Een algemeen probleem dat nog een rol speelt bij normstelling voor PCB's in voedingsmiddelen, is dat PCB's geen landbouwbestrijdingsmiddelen zijn en dat dus de voedingsmiddelenproducent, in casu de landbouwer, geen directe invloed heeft op de gehalten in zijn produkten. Normstelling heeft hier dus wel een duidelijke signaalfunctie, maar is niet in staat rechtstreeks een verminderde PCB-belasting tot stand te brengen. Behalve als signaal echter, moet normstelling zeer zeker ook dienen om de bevolking te beschermen tegen het binnenkrijgen van onverantwoorde doses PCB's via de voeding, die immers de belangrijkste aanvoerroute vormt.

7.8. Conclusies

1. Voeding is de belangrijkste bron van PCB's voor de mens; 80% van de PCB-opname door de mens is afkomstig van voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong (vlees, vis, eieren, melk, dierlijke oliën en vetten).
2. Inzicht in het effect van een niet-gemiddeld dieet op de opname van contaminanten zoals PCB's ontbreekt grotendeels. Duidelijk is dat er bijzondere risicogroepen zijn, bijvoorbeeld personen met een meer dan gemiddelde consumptie van vetrijke vis als paling.
3. Onze kennis betreffende het effect op de zuigeling van hoge concentraties PCB's in moedermelk vertoont grote lacunes, hetgeen gezien de omvang, de

kwetsbaarheid en de hoogte van de dagelijkse opname van deze groep ongewenst is. Een interim-rapport van de Gezondheidsraad over deze materie is recent verschenen.

4. Het inzicht in de overdracht van PCB's vanuit het milieu naar terrestrische planten en dieren vertoont grote hiaten.
5. Normstelling op basis van individuele PCB-congeneren verdient de voorkeur boven normstelling op basis van totaal-PCB's.
6. Ter bevordering van de vergelijkbaarheid van gegevens zou bij bepaling van PCB's in voedsel de gehalten moeten worden opgegeven op produktbasis, onder vermelding van het vetgehalte bepaald volgens een gestandaardiseerde methode (b.v. door extractie met n-hexaan). Voor vetarm plantaardig voedsel kan vooralsnog een gehalte op basis van droge stof volstaan.

8. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Uit de voorafgaande hoofdstukken blijkt allereerst een ernstig gebrek aan vergelijkbaarheid van waarnemingen binnen en tussen de diverse compartimenten. Een verantwoorde evaluatie van de toestand van het milieu ten aanzien van PCB's wordt hierdoor bemoeilijkt. Zowel voor voedingsmiddelen als voor het oppervlaktewater mag worden geconcludeerd dat de beschikbare tijdreeksen gelijkblijvende tot licht dalende PCB-niveaus laten zien. Verwacht mag worden dat deze lichte daling zich ten gevolge van een internationaal toepassingsverbod voor PCB's de komende jaren zal voortzetten. De slechte afbreekbaarheid en de goede vetoplosbaarheid van PCB's zijn er de oorzaak van dat een duidelijke daling van de milieugehalten een kwestie van jaren is. Voor de beoordeling van lucht en bodem zijn onvoldoende gegevens beschikbaar.

Ter verbetering van deze situatie wordt de hierna onder 1 genoemde standaardisatie aanbevolen.

Hoewel de nadruk ligt op de kwalitatieve verbetering van de meetprogramma's als weergegeven onder 1, zijn toch ook conclusies te trekken ten aanzien van de omvang. Te meer daar deze soms direct verbonden is met de kwalitatieve verbeteringen. Deze conclusies, vermeld onder 2, wijzen soms in de richting van mogelijkheden tot reductie van het aantal metingen en soms, op deelpunten, in de richting van aanvullende metingen.

1. Standaardisatie

ALGEMEEN a. In alle compartimenten zouden dezelfde individuele PCB-congeneren moeten worden bepaald. Mede in verband met de internationale situatie wordt voorgesteld tenminste de uitkomsten weer te geven van de IUPAC nrs. 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180. Sommering of extrapolatie naar totaal-PCB gehalten is niet noodzakelijk en ook niet gewenst, omdat het in een aantal gevallen (typen monsters) een onjuiste indruk geeft van het totaal-PCB gehalte.

b. Op grond van het onder a. vermelde ligt het voor de hand dat het aanbeveling zou verdienen ook de gehele normstelling te baseren op basis van de 7 geselecteerde congenen, zoals nu reeds voor een deel het geval is.

c. Alle metingen zouden moeten worden uitgevoerd met behulp van capillaire gaschromatografie en ECD-detectie, eventueel aangevuld met MS-identificatie.

d. Teneinde de vergelijkbaarheid te bevorderen tussen de gegevens, afkomstig uit verschillende compartimenten, zou onderzoek moeten

worden gedaan in hoeverre het mogelijk is deze gegevens op dezelfde basis weer te geven. Met name de met n-hexaan extraheerbare fractie zou in dit onderzoek moeten worden betrokken.

- WATER e. Bepaling van PCB's in water kan het best geschieden met behulp van organismen (biomonitoring) of aan zwevend stof. Bepaling in gefilterd en ongefilderd water is niet zinvol, gezien het verdelingsevenwicht tussen zwevend stof (of organisme) en water.
- f. Bij bepaling in water dient tevens het gehalte aan zwevend stof in het water en het gehalte aan organisch koolstof van dit zwevend stof bepaald te worden. Deze laatste parameter lijkt vooralsnog het best het PCB-adsorptievermogen van zwevend stof te karakteriseren (zie echter ook conclusie d.).
- LUCHT g. Bepaling van PCB's in lucht kan het best geschieden met behulp van een totaalbepaling waarbij lucht inclusief zwevend stof actief wordt aangezogen en in korte tijd relatief grote PCB-hoeveelheden worden verzameld. De bepaling van PCB's in depositie wordt minder zinvol geacht onder andere vanwege de lange monstertijd, waarin de PCB's weer kunnen verdampen (hetgeen ook nog congeneer-afhankelijk is), en vanwege het niet meebepalen van stofdeeltjes, waaraan de PCB's geadsorbeerd kunnen zijn.
- BODEM h. Bij bepaling van PCB's in bodem dienen het organisch koolstof gehalte en de diepte te worden opgegeven. Het eerstgenoemde omdat dat het vermogen tot absorptie van PCB's uit water en lucht bepaalt, het tweede om informatie te verkrijgen over uitwisseling tussen de bodem enerzijds en grondwater en lucht anderzijds.
- i. Bij bepaling van PCB's in de bodem dient ook biomonitoring als aanvulling of alternatief voor rechtstreekse meting overwogen te worden.
- VOEDSEL j. Bij de bepaling van PCB's in voedsel dient het vetgehalte te worden opgegeven, bepaald volgens een gestandaardiseerde methode (b.v. door extractie met n-hexaan).
- Voor vetarm plantaardig voedsel kan vooralsnog een gehalte op basis van droge stof volstaan (zie conclusie d.).

2. De omvang van meetprogramma's

- AFVAL k. De controlemetingen van de PCB-verontreiniging van afvalolie dienen vooralsnog voortgezet te worden, omdat met name in importolie hoge PCB-concentraties zijn aangetroffen.

- WATER 1. Het huidige meetprogramma in water kan worden ingekrompen ten aanzien van de metingen in gefiltreerd en ongefiltreerd water (zie conclusie e.).
- LUCHT m. Het huidige meetprogramma in lucht dient weliswaar meer meetpunten te omvatten, doch de meting van PCB's in depositie kan vervallen.
- BODEM n. In bodem ontbreken onder andere gegevens betreffende achtergrondwaarden en het voorkomen in landbouwgronden.
- VOEDSEL o. Voedingsonderzoek aan speciale risicogroepen, zoals zuigelingen en grote palingeters, dient te worden gestimuleerd.

LITERATUUR

- Addison, R.F., Brodie, P.F., Zinck, M.E., Sergeant, D.E.
DDT has declined more than PCBs in eastern Canadian seals during the 1970s
Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 1984 935-937
- Albro, P.W., Haseman, J.K., Clemmer, T.A., Corbett, B.J.
Identification of the individual polychlorinated biphenyls in a mixture by
gas-liquid chromatography
Chromatogr., Vol. 136, 1977 147-153
- Armour, J.A.
Quantitative perchlorination of PCB's as method for confirmatory residue
measurement and identification
J. Assoc. Off. Anal. Chem., Vol. 56, 1973 987-993
- Ballschmiter, K., Zell, M.
Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gaschromato-
graphy
Fresenius Z. Anal. Chem., Vol. 302, 1980 20-31
- Barros, M.C., Köneman, H., Visser, R. (eds.)
Proceedings PCB-Seminar Scheveningen, The Hague, 28-30 September 1983
VROM/Landbouw/OECD, 1983
- Baxter, R.A., Gilbert, P.E., Lidgett, R.A., Mainprize, J.H., Vodden, H.A.
The degradation of polychlorinated biphenyls by microorganisms
Sci. Total Environ., Vol. 4, 1975 53
- Binghamton
PCB Transformer fire, Binghamton, New York
Morbidity and Mortality Review, Vol. 5, 1981
- BLGG
Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek
Oosterbeek, 1982
- Boon, J.P., Oudejans, R.C.H.M., Duinker, J.C.
Kinetics of individual polychlorinated biphenyl (PCB) components in juve-
nile sole (*Solea solea*) in relation to their concentrations in food and
lipid metabolism
Comp. Biochem. Physiol., Vol. 79C, 1984 131-142
- Brinkman, U.A.Th., Seetz, J.W.F.L., Reymer, H.G.M.
High-speed liquid chromatography of PCB's and related compounds
J. Chromatogr., Vol. 116, 1976 353-363
- Brown, J.F., Lawton, R.W.
Polychlorinated biphenyl (PCB) partitioning between adipose tissue and
serum
Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 33, 1984 277-280
- Bruggeman, W.A.
Bioaccumulation of polychlorobiphenyls and related hydrophobic chemicals
in fish
RIZA, Proefschrift UvA, 1983
- Buckley, J.L. (ed.)
National Conference on polychlorinated biphenyls
EPA, Washington, 1976

- Bunce, N.J., Kumar, Y., Brownlee, B.G.
An assessment of the impact of solar degradation of polychlorinated biphenyls in the aquatic environment
Chemosphere, Vol. 7, 1978 155
- Bush, B., Simpson, K.W., Shane, L., Koblintz, R.R.
PCB congener analysis of water and Caddisfly larvae (Insectae: Trichoptera) in the upper Hudson River by glass capillary chromatography
Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 34, 1985 96-105
- Carey, A.E., Harvey, G.R.
Metabolism of polychlorinated biphenyls by marine bacteria
Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 20, 1978 527
- Chakrabarty, A.M.
Biodegradation and detoxification of environmental pollutants
CRC Press, 1982
- Chase, K.H., Wong, O., Thomas, D.
Clinical and metabolic abnormalities associated with occupational exposure to polychlorinated biphenyls
J. Occup. Med., Vol. 24, 1982 109-114
- Chiou, C.T.
Partition coefficients of organic compounds in lipid-water systems and correlations with fish bioconcentration factors
Environ. Sci. Technol., Vol. 19, 1985 57-62
- Choudhry, G.G., Rutzinger, O.
Mechanistic aspects of the thermal formation of halogenated organic compounds including polychlorinated dibenzo-p-dioxins
Gordon and Breach Science Publishers Ltd., London, 1983
- Christensen, E.J., Olney, C.E., Bidleman, T.F.
Comparison of dry and wet surfaces for collecting organochlorine dry deposition
Bull. Environm. Contam. Toxicol., Vol. 23, 1979 196-202
- Clark, R.R., Chian, E.S.K., Griffin, R.A.
Degradation of polychlorinated biphenyls by mixed microbial cultures
Appl. Environ. Microbiol., Vol. 37, 1979 680
- Cole, M.A., Feichert, P.B., Button, D.K.
Reversible bioconcentration of monochlorobiphenyls by *Rhodotorula rubra*: Correlations with aqueous solubility of substrate
Bull. Environm. Contam. Toxicol., Vol. 23, 1979 44-50
- Collier, T.K., Gruger, E.H., Varanasi, U.
Effect of Aroclor 1254 on the biological fate of 2,6-dimethylnaphtalene in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*)
Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 34, 1985 114-120
- Craenenbroeck, W. van, Bos, M. van den
Het kwaliteitsprofiel van de Maas 19-30 sept 1982
RIWA, 1982

- Diederer, H.S.M.A., Hartog, J.C. den, Hollander, J.C.Th., Kaayk, J., Schulting, F.L.
Niveaus van luchtverontreiniging gemeten over de periode januari 1979-maart 1981 (FLAT-project)
IMG-TNO, Rapp. nr. AER 151, 1981
- Dijkzeul, A.
De waterkwaliteit van de Maas in Nederland in de periode 1953-1980
RIZA nota nr. 81-048, 1981
- Dijkzeul, A.
De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1970-1981
RIZA nota nr. 82-061, 1982
- Doskey, P.V., Andren, A.W.
Modeling the flux of atmospheric polychlorinated biphenyls across the Great Lake interface
Environ. Sci. Technol., Vol. 15, 1981 705-711
- Driel, W. van
Contaminanten in havenslib; samenstelling van de bovenlaag van 22 loswal-
len
Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, 1980 1-39
- Driessen, J.J.M., Munsteren, A.J. van, Roos, A.H., Tuinstra, L.G.M.Th.
Inventarisatie van het chloorbifenyolgehalte in mengvoeder en ruwvoeder in
relatie tot het chloorbifenyolgehalte in melk op hetzelfde bedrijf
RIKILT Rapp. nr. 84.3, 1984
- Driessen, J.J.M., Roos, A.H., Tuinstra, L.G.M.Th.
Het gehalte aan gechloreerde bifenylen in zuiveringsslib
RIKILT Rapp. nr. 82.14, 1982
- Driessen, J.J.M., Roos, A.H., Tuinstra, L.G.M.Th.
Overdracht van chloorbifenylen van grond naar gras
RIKILT Rapp. nr. 83.92, 1983
- Driessen, J.J.M., Traag, W.A., Tuinstra, L.G.M.Th.
Het bepalen van het gehalte aan polychloorbifenylen in vetbiopten afkomstig
uit menselijk weefsel
RIKILT Rapp. nr. 82.94, 1982
- Duinker, J.C., Hillebrand, M.T.J.
Analyses van geselecteerde chloorkoolwaterstoffen in zeewateroplossing en
suspensie
NIOZ, 1981
- Duinker, J.C., Hillebrand, M.T.J.
Characterization of PCB components in Clophen formulations by capillary GC-
MS and GC-ECD techniques
Environ. Sci. Technol., Vol. 17, 1983 449-456
- Duinker, J.C., Hillebrand, M.T.J., Boon, J.P.
Organochlorines in benthic invertebrates and sediments from the Dutch Wad-
den Sea; identification of individual PCB components
Netherlands Journal of Sea Research, Vol. 17, 1983 19-38

Durfee, R.L., Contos, G., Whitmore, F.C., Barden, J.D., Hackman, E.E., Weslin, R.A.

PCB's in the United States, Industrial use and environmental distribution
EPA-560/6-76-005, Environmental Protection Agency, Washington D.C., 1976

EG

Richtlijn 76/403/EEG

Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen, nr. L 129, 1976a

EG

Richtlijn 76/464/EEG

Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen, 1976b

EG

Richtlijn 76/769/EEG

Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen, nr. L 262, 1976c

Eisenreich, S.J., Looney, B.B., Thornton, D.J.

Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem
Environ. Sci. Technol., Vol. 15, 1981 30-38

Eisma, D.

De Noordzee

Spectrum, Utrecht, 1980

EPA

Exposure assessment for polychlorinated biphenyls (PCB)

Environmental Protection Agency, Washington D.C., 1983

Feenstra, J.F.

Catalogue of available PCB, PBB, PCN and PCT standards

Instituut voor Milieuvraagstukken, 1983 1-72

Fieggan, W.

Rapport betreffende onderzoek zuiveringsslib op pesticiden en p.c.b.'s in
1981

Unie van Waterschappen, 1983

Frei, R.W., Brinkman, U.A.Th.

Analysis and chemistry of water pollutants

Gordon and Breach Science Publishers Ltd, London, 1983 1-290

Fries, G.F., Marrow, G.S.

Metabolism of chlorobiphenyls in soil

Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 33, 1984 6-12

Furukawa, K., Matsumura, F.

Microbial metabolism of polychlorinated biphenyls: studies on relative
degradability of polychlorinated biphenyl components by *Alcaligenes* sp.

J. Agric. Food Chem., Vol. 24, 1976 251

Furukawa K., Tonomura, K., Kamibayashi, A.

Effect of chlorine substitution on the biodegradability of polychlorinated
biphenyls

Appl. Environ. Microbiol. Vol. 35, 1978 223

Furukawa, K., Tomizuka, N., Kamibayashi, A.

Effect of chlorine substitution on the bacterial metabolism of various
polychlorinated biphenyls

Appl. Environ. Microbiol., Vol. 38, 1979 301

Gemeentewerken Rotterdam

Milieu-aspecten onderhoudsbaggerspecie; gehalten aan olie, bestrijdingsmiddelen en zware metalen. Analyseresultaten monstercampagne 1981 deel B
Gemeentewerken Rotterdam, 1982 1-14

Gemeentewerken Rotterdam.

Milieu-aspecten onderhoudsbaggerspecie; Granulaire samenstelling baggerspecie en gehalten aan organische en anorganische microverontreinigingen, deel B.
Gemeentewerken Rotterdam, 1984

Goldstein, J.A.

Structure-activity relationships for the biochemical effects and the relationship to toxicity
Zie: Kimbrough, 1980 151-190 (hoofdstuk 6)

Gorter, N.

PCB's in Nederland
CBS, 1980

Greve, P.A., Hulst, S.J. van

Organochloorbestrijdingsmiddelen en PCB's in totale diëten
RIVM, Rapp. nr. 637711001, 1977

Greve, P.A., Hulst, S.J. van

Organochloorbestrijdingsmiddelen en PCB's in duplicaat 24-uursvoedingen
RIVM, Rapp. nr. 637811002, 1978

Greve, P.A., Harten, D.C. van, Hulst, S.J. van

Organochloorbestrijdingsmiddelen en polychloorbifenylen in vetweefsel en bloed van Nederlandse ingezetenen (periode: 1981 en 1982)
RIVM, Rapp. nr. 638205002, 1983

Greve, P.A., Harten, D.C. van, Heusinkveld, H.A.G., Leussink, A.B., Verschragen, C.

Chemische contaminanten in moedermelk, deelrapport 2: PCB's (sombepaling)
RIVM, Rapp. nr. 638307002, 1985

Greve, P.A., Wegman, R.C.C.

Organochlorine compounds in human milk; data from a recent investigation in the Netherlands
WHO-CEC Moedermelksymp. Bilthoven, 9-11 jan. 1985

Groenemeijer, G.S., Hofstee A.W.M., Janssens, H., Wegman, R.C.C.

Overdracht van PCB's van grond naar gewas
RIVM, Rapp. nr. 638228001, 1983

Grontmij

Grondonderzoek Zellingwijk Gouderak
Grontmij, 1982 (oktober)

Hansen, L.G., Tuinstra, L.G.M.Th., Kan, C.A., Strik, J.J.T.W.A., Koeman, J.H.

Accumulation of chlorobiphenyls in chicken fat and liver after feeding Aroclor 1254 directly, or fat from swine fed Aroclor 1254
J. Agric. Food Chem., Vol. 31, 1983 254-260

Hashimoto, Y., Tokma, K., Kishi, H., Strachan, W.M.Y.

Prediction of seawater solubility of aromatic compounds
Chemosphere, Vol. 13, 1984 881-888

Hattum, B. van, Feenstra, J.F.

PCB's in Zuid-Holland

IVM Rapp. nr. E-85/8, 1985

Hofstee, A.W.M., Wegman, R.C.C.

De bepaling van polychloorbifenylen (PCB's) in zuiveringsslib

RIVM, Rapp. nr. 63791001, 1983

Hofstee, A.W.M., Wegman, R.C.C.

Bepaling van PCB's in riviersediment en zwevend slib

RIVM, Rapp. nr. 638226001, 1984a

Hofstee, A.W.M., Wegman, R.C.C., Ridder, T.B., Reijnders, H.F.R.

Organische microverontreinigingen in natte depositie

RIVM, Rapp. nr. 217810007, 1984b

Hustert, K., Korte, F.

Beiträge zur Ökologischen Chemie. XXXVIII. Synthese polychlorierter Biphenyle und ihre Reaktionen bei UV-Strahlung

Chemosphere, Vol. 1, 1972

Hutzinger, O.

The handbook of environmental chemistry, Vol. 3, part B:

Antropogenic compounds

Springer-Verlag, Berlin, 1982

Hutzinger, O., Safe, S., Zitko, V.

The Chemistry of PCB's

CRC Press, Cleveland (Ohio), 1974

IARC

Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls: IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans (Vol. 18)

International Agency for Research on Cancer, Lyon, 1978

IMP Afvalstoffen 1985-1989

Staatsuitgeverij, Tweede Kamerstuk nr. 18606, 1984

IMP Bodem 1984-1988

Staatsuitgeverij, Tweede Kamerstuk nr. 17600, 1983

IMP Chemisch Afval

Staatsuitgeverij, Tweede Kamerstuk nr. 18603, 1984

IMP Milieubeheer 1985-1989

Staatsuitgeverij, Tweede Kamerstuk nr. 18602, 1984

IMP Water 1980-1984

Staatsuitgeverij, 1981

IMP Water 1985-1989

Concept, 1984

IWT

International Water Tribunal; Casebook

International Water Tribunal, 1983

Jagtman, E.

Het voorkomen van organische microverontreiniging in sediment van Waddenzee en Eems-Dollard estuarium; 1982

RIZA nota nr. 84-098, 1984a

Jagtman, E.

Querprofiluntersuchung Bimmen-Lobith, Jahresfrachten PCB an der deutsch-niederländischen Grenze (1984)

RIZA nota nr. 84-100, 1984b

Jensen, A.A.

Consultation on organohalogen compounds in human milk and related hazards
WHO-CEC Moedermelksymp. Bilthoven, 9-11 jan. 1985

Kerkhoff, M., Boer, J. de, Vries, A. de

4 Jaar PCB onderzoek in aal uit Nederlandse binnenwateren (1977-1980)

RIVO, Rapp. nr. CA 81-01, 1981

Kerkhoff, M.A.T., Vries, A. de, Otte, P.

Korte verslaggeving van het PCB-onderzoek in rode aal van 1982

RIVO, 1982

Kerkhoff, M., Vries, A. de, Otte, P., Boer, J. de

PCB onderzoek in rode aal uit Nederlandse wateren (1981, 1982)

RIVO rapp. nr. CA 83-07, 1983

Kerkhoff, M.A.T., Vries, A. de, Wegman, R.C.C., Hofstee, A.W.M.

Analysis of PCB's in sediment by glass capillary gaschromatography

Chemosphere, Vol. 11, 1982 165-172

Kimbrough, R.D. (ed.)

Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxines and related products

Elsevier/North-Holland, Amsterdam, 1980

Kock, W. Chr. de, Compaan, H., Bruins van Tongeren, A., Bruin, P. de

Gehalten van een aantal PCB-isomeren in de mossel, *Mytilus edulis*; retrospectieve trend-metingen 1971-1982

TNO-IMT, rapp. nr. R 83/32, 1982

Koeman, J.H., Velzen-Blad, H.C.W. van, Vries, R. de, Vos, J.G.

Effects of PCB and DDE in cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study

J. Reprod. Fert., Suppl. Vol. 19, 1973 353-364

Kok, A. de, Geerdink, R.B., Frei, R.W., Brinkman, U.A.Th.

The use of dechlorination in the analysis of PCB's and related classes of compounds

Intern. J. Environ. Anal. Chem., Vol. 9, 1981 301-318

Kok, A. de, Geerdink, R.B., Frei, R.W., Brinkman, U.A.Th.

Limitations in the use of perchlorination as a technique for the quantitative analysis of PCB's

Intern. J. Environ. Anal. Chem., Vol. 10, 1982 17-41

Kolk, J. van der

Consideration of a codex approach to contamination of foodstuffs with PCBs

Codex Committee on Pesticide Residues/FAO, Den Haag 28/5-4/6 1984

Kolk, J. van der

Intake by man of some organohalogen compounds via food, the main route of exposure; with special emphasis on PCB's

WHO-CEC Moedermelksymp. Bilthoven, 9-11 jan. 1985

LAC

LAC jaarverslag 1981

Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, 1981

LAC

LAC jaarverslag 1982

Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, 1982

Luin, A.B. van, Starckenburg, W. van

Hazardous substances in waste water, IAWPRC's 12 th Biennial International Conference on Water Pollution Control 17-21 September 1984

IAWPRC, 1984 1-6

MacLeod, K.E.

Polychlorinated biphenyls in indoor air

Environ. Sci. Technol., Vol. 15, no 8, 1981 926-928

Mensink, J., Reijnders, L., Reijnders, P., Voogt, P. de, Vree, L. de, Wier-singa, W., Zwiep, K. van der

PCB-pollution and polluters in North-Western Europe

Dutch Society for the Preservation of the Waddensea, 1983

Miller, S.

The PCB imbroglio

Environ. Sci. Technol., Vol. 17, no 1, 1983 11a-14a

MIVEOS: zie Venema et al., 1984

Ned. Stcrt.

Bijdragereregeling vervanging en vernietiging van PCB-bevattende koelvloeistof en PCB-bevattende transformatoren en condensatoren

Ned. Stcrt., nr. 65, 1984a

Ned. Stcrt.

Regeling normen PCB's (Warenwet)

Ned. Stcrt., nr. 239, 1984b

Ned. Stcrt.

Ontwerpwijziging PCB-besluit

Ned. Stcrt., nr. 82, 1984c

Neely, W.B.

Chemicals in the environment: Distribution-Transport-Fate-Analysis

Marcel Dekker, Inc., New York and Basel, 1980

Neu, H.J., Ballschmiter, K.

The component analysis of polychlorinated biphenyl (PCB) and chlorinated pesticide residues in marine fish samples

Fresenius Z. Anal. Chem., Vol. 292, 1978 97-107

NIOSH

Occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs)

DHEW (US Dept. Health, Education, and Welfare), 1977

NIOZ, 1981: zie Duinker et al., 1981

OECD

Report on the implementation by member countries of the decision by the council on the protection of the environment by control of polychlorinated biphenyls

OECD report 11.230, Paris, 1982

Ollver, B.G., Charlton, M.N.

Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara river vicinity of lake Ontario

Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 1984 903-908

Onuska, F.I., Comba, F.

Identification and quantitative analysis of polychlorinated biphenyls on WCOT glass capillary columns

International symposium on the analysis of hydrocarbons and halogenated hydrocarbons (Afghan, B.K., MacKay, D., Scott, B.F., Knechtel, R., eds.), Canada, 1978 285-302

PCB-notitie

Tweede Kamer, vergaderjaar 84-85, nr. 18893 (nr. 1-2), 1985

PGL (Projectorganisatie Grootschalige Locatie)

Grootschalige Locatie voor de berging van baggerspecie uit het benedenriviereengebied.

Project nota Milieu Effect Rapport, Gemeente Rotterdam, Rijkswaterstaat, Openbaar Lichaam Rijnmond, Rotterdam, oktober 1984

Putten, L.M. van, Bekkum, D.W. van, Vries, M.J. de

In: Infections and immunosuppression in subhuman primates (Balner, H., Beveridge, W.I.B., eds.)

Munksgaard, Copenhagen, 1970 155-166

PWS Friesland

Beheers- en bedrijfsresultaten rapport 1980-1982

Provinciale Waterstaat van Friesland, 1983 39-40

Rapaport, R.A., Eisenreich, S.J.

Chromatographic determination of octanol-water partition coefficients (Kow's) for 58 polychlorinated biphenyl congeners

Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 1984 163-170

Rappe, C., Buser, H.R.

Chemical properties and analytical methods

Zie: Kimbrough, 1980 41-76 (hoofdstuk 2)

Reijnders, P.J.H.

Verminderde vruchtbaarheid bij Nederlandse zeehonden als mogelijk gevolg van hoge PCB-belasting

Tijdschr. Diergeneesk., Vol. 107, no 10, 1982 363-367

Reijnders, P.J.H.

Man-induced environmental factors in relation to fertility changes in Pinnipeds

Environmental Conservation, Vol. 11, no 1, 1984 61-65

RIKILT, 1982: zie Driessen et al., 1982

RIV

Residuën van organochloorbestrijdingsmiddelen in geïmporteerde veevoedergrondstoffen

RIV-Halfjaarlijkse rapporten, 1980

RIVM, 1983: zie Hofstee et al., 1983

RIVM, 1984: zie Hofstee et al., 1984a

RIVO

Jaarverslag 1983

RIVO Rapp. nr. AA 84-01, 1984

RIVO

Jaarverslag 1984

RIVO Rapp. nr. AA 85-01, 1985

RIWA, 1982: zie Craenbroeck et al., 1982

RIWA

RIWA jaarverslag Rijn 1982/1983

RIWA, 1984

RIZA

Onderzoek naar de aanwezigheid van niet-zuurstof bindende en milieuvreemde stoffen in afvalwaterstromen, effluenten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen en regenwaterafvoeren (1e fase)

RIZA nota nr. 80-034, 1980

RIZA, 1981: zie Dijkzeul, 1981

RIZA, 1982a: zie Dijkzeul, 1982

RIZA, 1982b: zie De Wit, 1982

RIZA

De waterkwaliteit van de Noordzee 1975-1982

RIZA nota nr. 83.084, 1983a

RIZA

Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het eerste kwartaal 1983

Rijkswaterstaat, 1983b

RIZA

Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het eerste kwartaal 1984

Rijkswaterstaat, 1984a

RIZA, 1984b: zie Jagtman, 1984a

RIZA

Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het eerste kwartaal 1985

Rijkswaterstaat, 1985

Roberts, J.R., Rodgers, B.W., Bailey, J.R., Rorke, M.A.

PCB's: Biological criteria for an assessment of their effects on environmental quality

Nat. Res. Council of Canada, Publ. nr. NRCC 16077, Ottawa 1978

RSU

Umweltprobleme der Nordsee

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1980, Verlag Kohlhammer, Stuttgart

Ruzo, L.O., Safe, S., Zalik, M.J.

Photodecomposition of unsymmetrical polychlorobiphenyls

J. Agric. Food Chem., Vol. 23, 1975

Safe, S., Safe, L., Mullin, M.

PCB's: Congener-specific analysis of a commercial mixture and a human milk extract

J. Agric. Food Chem., Vol. 33, 1985 24-29

Salomons, W., Mook, W.G., Eyrink, W.

Biogeochemical and hydrodynamic processes affecting heavy metals in rivers, lakes and estuaries

Waterloopkundig Laboratorium Delft, Rapp. nr. 253, 1981

Sawyer, L.D.

Quantitation of PCB residues by electron capture gas-liquid chromatography: Collaborative study

J. Assoc. Off. Anal. Chem., Vol. 61, 1978 282-291

Scheunert, I., Klein, W.

Polychlorinated biphenyls in the environment

GSF-Bericht O-501, Munchen, 1979

Schulte, E., Malisch, R.

Berechnung der wahren PCB-Gehalte in Umweltproben

Fresenius Z. Anal. Chemie, Vol. 314, 1983 545-551

Seidl, G. Ballschmiter, K.

Quantitation of PCB-residues after hydrodechlorination to biphenyl using liquid chromatography with UV-detection

Fresenius Z. Anal. Chemie, Vol. 296, 1979 281-284

Sparling, J., Safe, S.

The effects of the degree of ortho-chloro-substitution on the pharmacokinetics of five hexachlorobiphenyls in the rat

Chemosphere, Vol. 9, 1980 129-137

Steinwandter, H., Brünr, H.

Chlorination of organic compounds

Fresenius Z. Anal. Chemie, Vol. 314, 1983 160-160

Tanabe, S., Nakagawa, Y., Tatsukawa, R.

Absorption efficiency and biological half-life of individual chlorobiphenyls in rats treated with Kanechlor products

Agric. Biol. Chem., Vol. 45, 1981 717-726

Tatsukawa, R.

PCB pollution of the Japanese Environment in: PCB poisoning and pollution, Itiguchi, K. (ed.)

Kodansha Ltd., Tokyo, 1976 147-179

Tebodin, Raadgevende Ingenieurs

Inventarisatie PCB-gebruik in Nederland

VAR Nr. 66, VROM, 1980

Tebodin, Raadgevende Ingenieurs
2e Fase Inventarisatie PCB-gebruik in Nederland
VROM, 1982

Tucker, E.S., Saeger, V.W., Hicks, O.
Activated sludge primary biodegradation of polychlorinated biphenyls
Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 14, 1975 705

Tuinstra, L.G.M.Th.
Quantification of PCB residues in environmental monitoring: techniques and results
Zie: Barros et al., 1983 39-53

Tuinstra, L.G.M.Th., Roos, A.H., Griepink, B.
Interlaboratory studies of some PCB congeners with capillary gas chromatography using splitless - and on-column injection techniques
J. High Resolution Chrom. Commun., Vol. 8, 1985 475-480

Tuinstra, L.G.M.Th., Driessen, J.J.M., Keukens, H.J., Munsteren, A.J. van, Roos, A.H., Traag, W.A.
Quantitative determination of specified polychlorobiphenyls in fish with capillary gaschromatography and its use for monitoring and tolerance purposes
Intern. J. Environ. Anal. Chem., Vol. 14, 1983 147-157

Tuinstra, L.G.M.Th., Traag, W.A.
Capillary gas chromatographic-mass spectrometric determination of individual chlorobiphenyls in technical Aroclors
J. Assoc. Off. Anal. Chem., Vol. 66, 1983 708-717

Unie van Waterschappen; zie Fieggen, 1983

Uthe, J.F., Muscal, C.J.
Report on the fifth ICES intercalibration study of PCB's in biological material
International Council for the Exploration of the Sea C.M. 1980/E:8, 1980 1-6

Velsen, F.L. van (coordinator)/Kuiper, H.A. (samenvatting)
PCB's: Literatuursamenvatting en evaluatie van de orale toxiciteit
RIVM, rapp. nr. 627915 010, 1983

Venema, C., Eruggeman, W., Kerkhoff, M., Greve, P., Wegman, R., Corver, J., Frintrop, P.
Werkgroep PCB's in het Nederlands aquatisch milieu
RIZA RIVO RIVM DGMH, 1984

Voogt, P. de
De bepaling van PCB's in verven
IVM-publicatie 84/5, IVM, Amsterdam, 1984

Voogt, P. de, Klammer, H.
De bepaling van PCB's in afvalstromen
IVM Rapp. nr. 82/14, 1982

Voogt, P. de, Klammer, J.C., Goede, A.A., Govers, H.
Accumulation of organochlorine compounds in Waders from the Dutch Wadden Sea
IVM-publicatie R-85/7, 1985

Vos, J.G., Faith, R.E., Luster, M.I.

Immune alterations

Zie: Kimbrough, 1980 241-266 (hoofdstuk 8)

Vos, J.G., Liefde, A. de, Velsen, F.L., Logten, M.J. van

Acute toxicity of PCB-isomers in the chick embryo assay

RIVM rapp. nr. 617714 001, 1982

Vos, J.G., Koeman, J.H., Maas, H.L. van der, Noever de Brauw, M.C. ten, Vos, R.H. de

Identification and toxicological evaluation of chlorinated dibenzofuran and chlorinated naphthalene in two commercial polychlorinated biphenyls

Food and Cosmetic Toxicol., Vol. 8, 1970 625-633

Vos, R.H. de, Dokkum, W. van, Olthof, P.D.A., Quirijns, J.K., Muys, T., Poll, J.M. van der

Pesticides and other chemical residues in Dutch total diet samples (June 1976 - July 1978)

Fd. Chem. Toxicol., Vol. 22, 1984 11-21

Wang, K., Kott, B., Korte, F.

Uptake and bioaccumulation of three PCB's by *Chlorella fusca*

Chemosphere, Vol. 11, 1982 525-530

Wegman, R.C.C., Hofstee, A.W.M.

De microcoulometrische bepaling van extraheerbaar organisch gebonden chloor in bodemmateriaal

RIVM, Rapp. nr. 637906001, 1983

WHO

Consultation on organohalogen compounds in human milk and related hazards

WHO-CEC moedermelksymp. Bilthoven, 9-11 jan. 1985

WHO

Polychlorinated biphenyls and terphenyls

WHO, Environmental Health Criteria nr. 2, Geneva 1976

Wit, J.A.W. de, Schotel, F.M., Bekkers, L.E.J.

De waterkwaliteit van de Waddenzee 1971-1981

RIZA nota nr. 82-065, 1982

WZS Limburg

Onderzoek naar pesticiden, polychloorbiphenylen en radioactiviteit in 1982

Waterschap Zuiveringschap Limburg, 1983 4-5

WZS Rivierenland

Overzicht pesticidenonderzoek in zuiveringsslib 1980-1983

Waterschap Zuiveringschap Rivierenland, 1984 1-4

Zande, T. van der, Ruiter, E. de

The quantification of technical mixtures of PCBs by microwave plasma detection and the analysis of PCBs in the blubber lipid from harbour seals (*Phoca vitulina*)

Sci. Tot. Environ., Vol. 27, 1983 133-147

Bijlage 1: Nummering PCB-congeneren volgens IUPAC-regels

NR.	Structuur	NR.	Structuur	NR.	Structuur	NR.	Structuur
Monochloorbifenylen		Tetrachloorbifenylen		Pentachloorbifenylen		Hexachloorbifenylen	
1	2	52	2,2',5,5'	105	2,3,3',4,4'	161	2,3,3',4,5',6
2	3	53	2,2',5,6'	106	2,3,3',4,5	162	2,3,3',4',5,5'
3	4	54	2,2',6,6'	107	2,3,3',4',5	163	2,3,3',4',5,6
		55	2,3,3',4	108	2,3,3',4,5'	164	2,3,3',4',5',6
Dichloorbifenylen		56	2,3,3',4'	109	2,3,3',4,6	165	2,3,3',5,5',6
4	2,2'	57	2,3,3',5	110	2,3,3',4',6	166	2,3,4,4',5,6
5	2,3	58	2,3,3',5'	111	2,3,3',5,5'	167	2,3',4,4',5,5'
6	2,3'	59	2,3,3',6	112	2,3,3',5,6	168	2,3',4,4',5',6
7	2,4	60	2,3,4,4'	113	2,3,3',5',6	169	3,3',4,4',5,5'
8	2,4'	61	2,3,4,5	114	2,3,4,4',5		
9	2,5	62	2,3,4,6	115	2,3,4,4',6	Heptachloorbifenylen	
10	2,6	63	2,3,4',5	116	2,3,4,5,6	170	2,2',3,3',4,4',5
11	3,3'	64	2,3,4',6	117	2,3,4',5,6	171	2,2',3,3',4,4',6
12	3,4	65	2,3,5,6	118	2,3',4,4',5	172	2,2',3,3',4,5,5'
13	3,4'	66	2,3',4,4'	119	2,3',4,4',6	173	2,2',3,3',4,5,6
14	3,5	67	2,3',4,5	120	2,3',4,5,5'	174	2,2',3,3',4,5,6'
15	4,4'	68	2,3',4,5'	121	2,3',4,5',6	175	2,2',3,3',4,5',6
		69	2,3',4,6	122	2',3,3',4,5	176	2,2',3,3',4,6,6'
Trichloorbifenylen		70	2,3',4',5	123	2',3,4,4',5	177	2,2',3,3',4',5,6
16	2,2',3	71	2,3',4',6	124	2',3,4,5,5'	178	2,2',3,3',5,5',6
17	2,2',4	72	2,3',5,5'	125	2',3,4,5,6'	179	2,2',3,3',5,6,6'
18	2,2',5	73	2,3',5',6	126	3,3',4,4',5	180	2,2',3,4,4',5,5'
19	2,2',6	74	2,4,4',5	127	3,3',4,5,5'	181	2,2',3,4,4',5,6
20	2,3,3'	75	2,4,4',6			182	2,2',3,4,4',5,6'
21	2,3,4	76	2',3,4,5	Hexachloorbifenylen		183	2,2',3,4,4',5',6
22	2,3,4'	77	3,3',4,4'	128	2,2',3,3',4,4'	184	2,2',3,4,4',6,6'
23	2,3,5	78	3,3',4,5	129	2,2',3,3',4,5	185	2,2',3,4,5,5',6
24	2,3,6	79	3,3',4,5'	131	2,2',3,3',4,5'	186	2,2',3,4,5,6,6'
25	2,3',4	80	3,3',5,5'	132	2,2',3,3',4,6	187	2,2',3,4',5,5',6
26	2,3',5	81	3,4,4',5	133	2,2',3,3',4,6'	188	2,2',3,4',5,6,6'
27	2,3',6			134	2,2',3,3',5,5'	189	2,3,3',4,4',5,5'
28	2,4,4'	Pentachloorbifenylen		135	2,2',3,3',5,6'	190	2,3,3',4,4',5,6
29	2,4,5	82	2,2',3,3',4	136	2,2',3,3',6,6'	191	2,3,3',4,4',5',6
30	2,4,6	83	2,2',3,3',5	137	2,2',3,4,4',5	192	2,3,3',4,5,5',6
31	2,4',5	84	2,2',3,3',6	138	2,2',3,4,4',5'	193	2,3,3',4',5,5',6
32	2,4',6	85	2,2',3,4,4'	139	2,2',3,4,4',6		
33	2',3,4	86	2,2',3,4,5	140	2,2',3,4,4',6'	Octachloorbifenylen	
34	2',3,5	87	2,2',3,4,5'	141	2,2',3,4,5,5'	194	2,2',3,3',4,4',5,5'
35	3,3',4	88	2,2',3,4,6	142	2,2',3,4,5,6	195	2,2',3,3',4,4',5,6
36	3,3',5	89	2,2',3,4,6'	143	2,2',3,4,5,6'	196	2,2',3,3',4,4',5',6
37	3,4,4'	90	2,2',3,4',5	144	2,2',3,4,5',6	197	2,2',3,3',4,4',6,6'
38	3,4,5	91	2,2',3,4',6	145	2,2',3,4,6,6'	198	2,2',3,3',4,5,5',6
39	3,4',5	92	2,2',3,5,5'	146	2,2',3,4',5,5'	199	2,2',3,3',4,5,6,6'
		93	2,2',3,5,6	147	2,2',3,4',5,6	200	2,2',3,3',4,5',6,6'
Tetrachloorbifenylen		94	2,2',3,5,6'	148	2,2',3,4',5,6'	201	2,2',3,3',4',5,5',6
40	2,2',3,3'	95	2,2',3,5',6	149	2,2',3,4',5',6	202	2,2',3,3',5,5',6,6'
41	2,2',3,4	96	2,2',3,6,6'	150	2,2',3,4',6,6'	203	2,2',3,4,4',5,5',6
42	2,2',3,4'	97	2,2',3',4,5	151	2,2',3,5,5',6	204	2,2',3,4,4',5,6,6'
43	2,2',3,5	98	2,2',3',4,6	152	2,2',3,5,6,6'	205	2,3,3',4,4',5,5',6
44	2,2',3,5'	99	2,2',4,4',5	153	2,2',4,4',5,5'		
45	2,2',3,6	100	2,2',4,4',6	154	2,2',4,4',5,6'	Nonachloorbifenylen	
46	2,2',3,6'	101	2,2',4,5,5'	155	2,2',4,4',6,6'	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6
47	2,2',4,4'	102	2,2',4,5,6'	156	2,3,3',4,4',5	207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'
48	2,2',4,5	103	2,2',4,5',6	157	2,3,3',4,4',5'	208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'
49	2,2',4,5'	104	2,2',4,6,6'	158	2,3,3',4,4',6		
50	2,2',4,6			159	2,3,3',4,5,5'	Decachloorbifenylen	
51	2,2',4,6'			160	2,3,3',4,5,6	209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'

Bron: Ballschmitter et al., 1980

Bijlage II: Lijst van chemicaliën en componenten, die een grote kans op PCB-verontreiniging hebben (Cristol Rating)

Allyl Alcohol	Chlorinated Propanols:
Allyl Amines	Dichlorohydrin
Aluminium Chloride	Propylene Chlorohydrin
Aminochlorobenzotrifluoride	Chlorinated Propylenes
Aminoethylethanolamine	Chlorinated, Unsaturated Paraffins
Benzene Phosphorus Dichloride	Chlorobenzaldehyde
Benzophenone	Chlorobenzoyl Peroxide
Benzotrichloride	Chlorobenzyl Hydroxyethyl Sulfide
Benzoyl Peroxide	Chlorobenzyl Mercaptan
Carbon Tetrafluoride	bis (2-Chloroisopropyl) Ether
Chlorendic Acid/Anhydride/Esters	Dimethoxy Benzophenone
Chlorinated Acetophenones	Dimethyl Benzophenone
Chlorinated Benzenes:	Diphenyl Oxide
Dichlorobenzenes	Epichlorohydrin
Hexachlorobenzene	Ethylene Diamine
Monochlorobenzene	Glycerol
Pentachlorobenzene	Hexachlorobutadiene
1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	Hexachlorocyclopentadiene
Trichlorobenzene	Linear Alkyl Benzenes
Chlorinated Benzotrichlorides	Methallyl Chlorides
Chlorinated Benzotrifluorides	Pentachloronitrobenzene
Chlorinated Benzylamines	Phenylchlorosilanes
Chlorinated, Brominated Ethylenes	o-Phenylphenol
Chlorinated, Brominated Methanes	Phosgene
Chlorinated, Ethanes	Propylene Oxide
1,2-Dichloroethane	Tetrachloronaphthalic Anhydride
Hexachloroethane	Tetramethylethylene Diamine
Monochloroethane	Trichlorophenol Acetic Acid
1,1,2,2-Tetrachloroethane	
1,1,1-Trichloroethane	
1,1,2-Trichloroethane	
Chlorinated Ethylenes:	
1,1-Dichloroethylene	
1,2-Dichloroethylene	
Monochloroethylene	
Tetrachloroethylene	
Trichloroethylene	
Chlorinated, Fluorinated Ethanes	
Chlorinated, Fluorinated Ethylenes	
Chlorinated, Fluorinated Methanes	
Chlorinated Methanes:	
Carbon Tetrachloride	
Chloroform	
Methyl Chloride	
Methylene Chloride	
Chlorinated Pesticides	
Chlorinated Pigments/Dyes	
Chlorinated Propanediols	

Bron: EPA, 1983; Barros et al., 1983