Dienst Landbouwkundig Onderzoek
Rijksinstituut voor Visserijonderzoek

RIJKSINSTITUUT VOOR VISSERIJONDERZOEK

Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij - 1994

J. de Boer en Q.T. Dao

rivo-dlo

RAPPORT 95.009
juni 1995

RIVO Rapport 95.009

Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1994

dr. J. de Boer, Q.T. Dao

juni 1995

DLO-Rijksinstituut voor Visserijonderzoek
Haringkade 1
Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Telefoon: 02550 64646
Telefax: 02550-64644

351184

Inhoudsopgave:

Samenvatting 3
1. Inleiding 4
2. Materiaal en methoden 4
2.1 Vismonsters 4
2.2 Analysemethoden 5
2.2.1 PCBs en orchanochloorpesticiden (OCPs) 5
2.2.2 Kwik 5
3. Resultaten en discussie 6
3.1 PCBs 6
3.1.1 Omrekening naar andere vissoorten 7
3.1.2 Vergelijking met dioxine normen 8
3.2 Overige organochloorverbindingen 8
3.2.1 HCB, HCBD en OCS 8
3.2.2 HCHs 9
3.2.3 Dieldrin 9
3.2.4 DDT 9
3.3 Kwik 10
4. Conclusies 10
5. Literatuur 12

Tabellen
Figuren

Samenvatting

Voor het derde achtereenvolgende jaar werd een monitorprogramma uitgevoerd ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij. Rode aal werd bemonsterd op 23 locaties. Hierin werden gehalten bepaald van PCBs, een aantal andere organochloorverbindingen en kwik. Kwikgehalten in snoekbaars van dezelfde locaties konden niet gemeten worden, omdat snoekbaars monsters niet door de sportvisserij-organisaties werden aangeleverd.
Op een zestal locaties in het stroomgebied van de Rijn en Maas werden de PCB consumptienormen in aal overschreden, op drie daarvan, in het Rijnstroomgebied, de concept consumptienormen voor HCB in aal.
Concept-consumptienormen voor HCHs in aal werden overschreden in aal uit het Twentekanaal bij Hengelo.
In het algemeen werd een lichte daling van de gemeten gehalten geconstateerd, met name voor PCBs in aal uit het IJsselmeer. De sterk verhoogde gehalten aan PCBs, p,p'-DDE en kwik in aal uit het oostelijk Haringvliet uit voorgaande jaren werden niet meer aangetroffen.
Normoverschrijdingen van bovengenoemde stoffen in schubvis zullen zich naar verwachting niet voordoen.
De verontreiniging met PCBs blijft het grootste probleem voor de consument van aal uit Nederlandse binnenwateren.
Een screening van aal van meerdere locaties op meerdere stoffen wordt voorgesteld om een vollediger beeld te krijgen van de verontreiniging van aal uit het Nederlandse binnenwater en de risico's daarvan voor de consument.

1. Inleiding

In 1992 is op verzoek van Directie Openlucht Recreatie van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij een begin gemaakt met een jaarlijks monitorpogramma, toegespitst op de Nederlandse sportvisserij (Hagel, 1991, de Boer et al., 1993a). Dit programma is een voortzetting van het RIVO-DLO monitorprogramma van PCBs, pesticiden en kwik in rode aal (*Anguilla anguilla*) in het Nederlandse binnenwater (Pieters en Taai, 1991, de Boer en Hagel, 1994). Ten behoeve van de sportvisserij werd het RIVO-DLO programma uitgebreid tot 24 locaties. Tevens zou door de sportvisserij-organisaties gezorgd worden voor snoekbaarsmonsters van dezelfde locaties als de aalbemonstering, waarin kwik zou worden geanalyseerd.
Dit rapport geeft een verslag van de resultaten van het derde jaar (1994) van dit monitorprogramma.

2. Materiaal en methoden

2.1 Vismonsters

Het RIVO-DLO monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij omvat rode aal van de volgende locaties: Aarkanaal (Ter Aar), Haringvliet-oost en -west, Hollands Diep, IJssel (Deventer), IJsselmeer (Medemblik), Kanaal van Gent naar Terneuzen (Sas van Gent), Ketelmeer, Lauwersmeer, Lek (Culemborg), Maas (Eijsden), Maas (Keizersveer), Maas-Waalkanaal (Heumen), Nieuwe Merwede, Noordhollands Kanaal (Akersloot), Noordzeekanaal (Kruithaven), Prinses Margrietkanaal (Suawoude), Rijn (Lobith), Roer (Vlodrop), Twentekanaal (Hengelo), Vecht (Ommen), Volkerak, Waal (Tiel) en Zoommeer.
Per locatie werden, in de meeste gevallen met behulp van elektrische visserij, 25 alen bemonsterd in een lengteklasse 30-40 cm. Hiervan werden per locatie mengmonsters gemaakt voor de analyse van PCBs, organochloorpesticiden en kwik. Uitsluitend voor de kwikanalyse werden per locatie nog 15 exemplaren verzameld in de lengteklasse <30 cm en 15 stuks in de lengteklasse >40 cm. In de mengmonsters die hiervan werden samengesteld werd alleen het kwikgehalte bepaald. Alle monstergegevens staan in de Tabellen 1a en 1b. Het was niet in alle gevallen mogelijk om voldoende aal uit alle lengteklassen te verzamelen. Waar het in de voorgaande jaren al erg moeilijk was om aal te bemonsteren in het Kanaal van Gent naar Terneuzen, (de Boer et al., 1993a, de Boer en Dao, 1994) werd dit jaar in het geheel geen aal gevangen op deze locatie. Gezien de slechte aalstand ter plaatse wordt voorgesteld om deze locatie te laten vervallen. In de lengteklasse >40 cm was het op meerdere locaties niet mogelijk om 15 exemplaren te verzamelen (Tabel 1b).

De sportvisserij-organisaties zijn er ook dit jaar niet in geslaagd om snoekbaars aan te leveren. Het is daarom nog steeds niet mogelijk om een beeld te vormen van met name de kwikbelasting van sportvissers via de consumptie van snoekbaars.

2.2 Analysemethoden

2.2.1 PCBs en orchanochloorpesticiden (OCPs)

De aalmonsters werden gefileerd, waarna gelijke hoeveelheden filet van elke aal werden gemengd en gehomogeniseerd. Dit homogenaat werd gedroogd met natriumsulfaat en geëxtraheerd volgens Soxhlet met dichloormethaan/pentaan (1:1) gedurende 6,5 uur. Na verwijdering van de dichloormethaan door indamping aan de rotavapor, werd het vet uit het extract verwijderd door elutie over aluminiumoxide. Na opnieuw indampen aan de rotavapor werd een fractionering over silicagel uitgevoerd om de PCBs te scheiden van de meeste pesticiden. Als interne standaard werd CB 112 (2,3,5,6,3'-pentachloorfibenyl) gebruikt. Na een proefinjectie en zonodig concentrering of verdunning van de monsters werd de uiteindelijke analyse uitgevoerd met behulp van gaschromatografie met electron capture detectie (GC/ECD), gebruikmakend van een capillaire CP-Sil 19 CB kolom (de Boer, 1988).
Bij elke monsterserie werd een intern laboratorium-referentiemonster geanalyseerd. Voor een aantal PCBs en OCPs werden de resultaten van deze analyses bijgehouden op een kwaliteitskaart, waarmee de analysekwaliteit van elke monsterserie kan worden getoetst. De analysekwaliteit werd verder regelmatig getoetst door deelname aan intercalibraties (de Boer et al., 1994, Wells and de Boer, 1994). De uiteindelijke resultaten werden gecorrigeerd voor recovery. Deze recoveries varieerden tussen 80 en 98%. De detectiegrenzen lagen op ongeveer 1 µg/kg. Voor enkele pesticiden werden soms hogere detectiegrenzen gevonden, veroorzaakt door interferenties in het chromatogram. Door de aanwezigheid van negatieve pieken konden enkele OCPs niet bepaald worden. De vetgehalten werden bepaald door droog dampen van een deel van het extract na Soxhlet-extractie. Voor aal zijn op deze wijze verkregen vetgehalten volledig vergelijkbaar met totaal vetgehalten, bepaald volgens de methode van Bligh and Dyer (de Boer, 1988).

2.2.2 Kwik

Totaalkwik (Hg) werd bepaald door middel van flow injectie analyse en vlamloze atoomabsorptiespectrometrie. De gebruikte apparatuur bestond uit een AS-90 autoinjector, een FIAS-200 flow injectie en een AAS-3100 spectrofotometer, alle van Perkin Elmer. De destructie van de monsters werd uitgevoerd in teflon vaatjes bij verhoogde temperatuur en druk in aanwezigheid van 10 ml 65% HNO_3 met behulp van een MDS 2000 Microwave (CEM) monsterdestructie systeem. De detectiegrens, berekend als drie maal de ruis, bedroeg 0,01 mg/kg op produktbasis.

3. Resultaten en discussie

De resultaten van de diverse analyses staan vermeld in de Tabellen 2-4. De Figuren 1-6 geven een visuele presentatie van de PCB en OCP gehalten op vetbasis en de kwikgehalten op produktbasis. Figuur 7 toont de trends van enkele indicator PCBs in rode aal uit de Rijn bij Lobith, het IJsselmeer bij Medemblik, het oostelijk Haringvliet en de Maas bij Eijsden vanaf het eind van de zeventiger jaren. In Figuur 8 wordt de trend in het kwikgehalte in aal van deze locaties weergegeven.

3.1 PCBs

Evenals in voorgaande jaren worden de hoogste PCB gehalten aangetroffen in aal uit het stroomgebied van de Rijn en de Maas (Figuur 1). Hoewel, door de relatief grote natuurlijke variatie die bij biomonitoring een rol speelt (de Boer, 1995), de trends in PCB gehalten in aal sinds het eind van de zeventiger jaren op de meeste locaties geen significante daling laten zien, lijkt bij visuele inspectie van trendgrafieken zoals in figuur 7 toch op een aantal locaties sprake te zijn van een voorzichtige daling van het PCB gehalte.
De piek-belasting van PCBs in het oostelijk Haringvliet, aanwezig sinds 1988 (Figuur 7), is nu weer verdwenen, waarmee het PCB gehalte weer terug is op het niveau van dat in aal van de meeste andere locaties in het Rijnstroomgebied.
Het PCB gehalte in het IJsselmeer bij Medemblik is over de laatste 16 jaar significant gedaald van ca. 1000 µg/kg op vetbasis (CB 153) in 1979 tot 340 µg/kg in 1994. Een extra analyse van PCBs in aal uit het IJsselmeer bij Urk resulteerde in een CB 153 gehalte van 520 µg/kg op vetbasis. Op dezelfde locatie werd in 1990 nog een CB 153 gehalte van 1455 µg/kg op vetbasis aangetroffen (de Boer and Hagel, 1994). De PCB gehalten in aal uit het IJsselmeer blijven nu een factor 5 of meer onder de consumptie-normen (Tabel 2).
Het PCB gehalte in de Rijn bij Lobith is dit jaar aanzienlijk lager dan in 1993 (CB 153: in 1994 2860 µg/kg op vetbasis, in 1993 4910 µg/kg). Figuur 7 laat echter zien dat de trend op deze locatie in het verleden nogal grillig is geweest, zodat enige voorzichtigheid betracht dient te worden alvorens van een dalende trend gesproken kan worden. Het PCB gehalte in aal uit de Waal bij Tiel is eveneens sterk gedaald.
Het PCB gehalte in aal uit de Maas heeft zich gestabiliseerd. Op produktbasis is een duidelijk verschil aanwezig tussen PCB gehalten in de Maas bij Eijsden en Keizersveer (Tabel 2). Door het verschil in vetgehalten is het PCB gehalte op vetbasis in beide monsters echter vrijwel hetzelfde (CB 153 ca. 3500 µg/kg). Het PCB gehalte in aal uit de Niers, dat ook in 1994 werd bepaald, bedraagt ongeveer de helft hiervan, zodat het er niet op lijkt dat de afvoer van de Niers een verhoging van PCB gehalten in de Maas tot gevolg heeft (de Boer en Dao, 1994).
De hoogste PCB gehalten werden aangetroffen in aal uit de Nieuwe Merwede (CB 153 690 µg/kg op produktbasis). Evenals in 1993 werden ook nu betrekkelijk hoge CB 52 en CB 101 gehalten gevonden, respectievelijk 190 en 280 µg/kg op produktbasis. Hoewel de Nieuwe Merwede een sedimentatiegebied is en door nalevering uit sediment enigszins hogere PCB gehalten verklaarbaar zijn, duiden de verhoogde CB 52 en CB 101 gehalten toch vermoedelijk op een plaatselijke verontreiniging.

Naast het gebruikelijke monster, dat zoals ook op de overige locaties in de grote rivieren buiten de vaargeul wordt genomen, werd in 1994 in de Nieuwe Merwede ook een aalmonster in de vaargeul genomen, dit om vast te stellen in hoeverre verschillen in gehalten kunnen optreden. Het CB 153 gehalte bedroeg 430 µg/kg, lager dan dat in het gebruikelijke monster (690 µg/kg). Het vetgehalte van het vaargeulmonster bedroeg echter slechts 11,1 g/kg, waardoor op vetbasis het CB 153 gehalte in het vaargeulmonster nog wat hoger uitkomt dan dat in het andere monster. Uitgedrukt op vetbasis zijn de meeste organochloorpesticiden en PCB gehalten in het vaargeulmonster iets hoger dan in het andere monster, maar dit blijft binnen de natuurlijke variatie. Alleen het HCB gehalte in aal uit de vaargeul, 54 µg/kg, blijft ook op vetbasis lager dan dat in het andere aalmonster. In het algemeen kan gesteld worden dat er geen significante verschillen tussen gehalten in aalmonsters binnen en buiten de vaargeul werden waargenomen. De CB 52 en CB 101 gehalten in het vaargeulmonster bedroegen 96 en 130 µg/kg, in lijn met de verhoogde CB 52 en CB 101 gehalten in het gebruikelijke aalmonster uit de Nieuwe Merwede.
De zeer hoge CB 52 gehalten in aal uit de Roer (de Boer en Hagel, 1994, de Boer, 1995) zijn nu geheel verdwenen. Ook de gehalten aan tetrachloorbenzenen (Ugilec) die aanvankelijk als vervanger van PCBs in de Duitse mijnbouw werden gebruikt en in de 80-er jaren in aal uit de Roer in hoge gehalten werden aangetroffen (Wester and van der Valk, 1990), zijn nu nog maar nauwelijks meetbaar (100 µg/kg op produktbasis).
In aal van locaties buiten het strooomgebied van de Rijn en Maas zijn de PCB gehalten duidelijk lager. De CB 153 gehalten variëren van 15 µg/kg op produktbasis in aal uit het Prinses Margrietkanaal tot 110 µg/kg in aal uit het Aarkanaal (Tabel 2). Het PCB gehalte in aal uit de Vecht bij Ommen, dat in 1993 verdubbeld was in vergelijking met 1992 (de Boer en Dao, 1994) is nu weer gehalveerd (CB 153 415 µg/kg op vetbasis). Mogelijk is hier sprake geweest van een eenmalige lozing, hoewel de wisseling in vetgehalte bij dit soort verschillen ook een rol lijkt te spelen.
De consumptienormen voor PCBs (Staatscourant, 1984) in aal werden overschreden op zes locaties: Haringvliet-oost en -west, Hollands Diep, Maas, Keizersveer, Nieuwe Merwede en Rijn, Lobith (Tabel 2). Het betreft hier steeds overschrijdingen van het CB 153 gehalte. In aal uit de Nieuwe Merwede ligt het CB 52 gehalte met 190 µg/kg op produktbasis dicht tegen de norm aan.

3.1.1 Omrekening naar andere vissoorten

PCB gehalten in verschillende vissoorten, uitgedrukt op vetbasis, zijn in principe met elkaar vergelijkbaar. PCB gehalten in aal kunnen daarom gebruikt worden om een schatting te maken van PCB gehalten in andere vissoorten, die op dezelfde locatie voorkomen. Een onzekerheid daarbij is het migratiegedrag: aal is erg plaatsgebonden, veel schubvissoorten zullen meer migreren.
Uitgaande van een gemiddeld vetgehalte in aal van 150 g/kg en in de meeste schubvissoorten (snoekbaars, baars, blankvoorn) van 10 g/kg, kan het PCB gehalte in schubvis geschat worden op circa 7% van dat in aal. De Warenwet-normen voor PCBs in schubvis bedragen 20% van die in aal (Staatscourant, 1984).
Een schatting van het CB 153 gehalte in schubvis op de locaties met de hoogste CB 153 gehalten in aal levert het volgende op: Haringvliet-oost: 36 µg/kg, Haringvliet-west: 36 µg/kg, Hollands Diep 45 µg/kg, Maas, Keizersveer: 44 µg/kg, Nieuwe Merwede: 48 µg/kg (CB 52: 13 µg/kg) en Rijn, Lobith 36 µg/kg. De hoogste PCB gehalten komen dus naar schatting niet hoger dan 50% van de norm.

3.1.2 Vergelijking met dioxine normen

PCBs hebben, zij het in mindere mate, eenzelfde werking als gechloreerde dioxines. Met behulp van toxiciteits-equivalentiefactoren (TEFs) kan de toxiciteit van een PCB congeneer uitgedrukt worden in toxiciteitsequivalenten (TEQs). De in 1993 door de WHO vastgestelde interim TEF waarden (Ahlborg, 1994) staan vermeld in Tabel 5, de daarmee berekende TEQ waarden in Tabel 6. Deze PCB-TEQs werden berekend door de gehalten van de PCBs 105, 118, 156, 170 en 180 te vermenigvuldigen met hun TEFs en deze bij elkaar op te tellen. Vervolgens werd op basis van vastgestelde verhoudingen tussen de PCBs 77, 126, 169 ten opzichte van PCB 153 (de Boer et al., 1993b) een schatting gemaakt van de gehalten aan PCBs 77, 126 en 169. In de monsters Haringvliet-west, Hollands Diep, Ketelmeer en Rijn, Lobith werden de gehalten aan PCB 77, 126 en 169 ook daadwerkelijk gemeten. Deze gehalten werden eveneens vermenigvuldigd met hun TEF en vervolgens bij de TEQ van PCBs 105, 118, 156, 170 en 180 opgeteld, resulterend in de PCB-TEQ vermeld in Tabel 6. De gehalten van de PCBs 74, 114, 123, 157, 167 en 189 werden niet gebruikt omdat de TEQs van deze PCBs te verwaarlozen zijn ten opzichte van die van de overige PCBs (de Boer en Brinkman, 1994, de Boer et al., 1995). In Nederland is nog geen norm van kracht voor dioxine-equivalenten in vis. De Canadese norm bedraagt 20 ng/kg (van der Valk, 1989). Uit Tabel 6 blijkt dat op vele locaties deze Canadese norm met maximaal een factor 4 werd overschreden. Deze resultaten tonen aan dat er nog steeds zorg bestaat omtrent hoge PCB gehalten in aal en de daaraan verbonden risico's voor de consumptie van deze aal.
Uit Tabel 6 blijkt dat het PCB-TEQ gehalte in aal uit het IJsselmeer nu de Canadese norm niet meer overschrijdt.
Uit recent onderzoek is gebleken dat bij de opwerking van aalmonsters voor de analyse van de toxische (planaire) PCBs 77, 126 en 169, waarbij gebruik wordt gemaakt van een verzepingstechniek, uit andere PCB congeneren de congeneren 77, 126 en 169 gevormd kunnen worden. Dit betekent dat de bovengenoemde schattingen mogelijk te hoge gehalten opleveren. De in Tabel 6 vermelde PCB-TEQs zouden daarom in werkelijkheid lager kunnen zijn. Nader onderzoek moet uitwijzen in welke mate de PCBs 77, 126 en 169 verhoogd worden als gevolg van de gebruikte analysetechniek.

3.2 Overige organochloorverbindingen

3.2.1 HCB, HCBD en OCS

Evenals voor PCBs werden ook de hoogste HCB (hexachloorbenzeen) gehalten aangetroffen in het stroomgebied van de Rijn en de Maas (Figuur 2). Dit wijst er op dat de HCB verontreiniging, evenals de HCBD (hexachloorbutadieën) en OCS (octachloorstyreen) verontreiniging uit industriële bronnen afkomstig is. Deze stoffen komen onder andere vrij bij de produktie van tri- en tetrachlooretheen. Het HCB gehalte in de Rijn en de Maas is in het begin van de 80-er jaren sterk gedaald, maar daarna gestabiliseerd op een niveau dat nog altijd 10-100 maal hoger is dan dat in wateren buiten het stroomgebied van deze rivieren (Tabel 3).

Hoge HCB gehalten, die ook de concept-consumptienorm van 100 µg/kg op produktbasis overschrijden, werden aangetroffen in aal uit de Rijn bij Lobith, de Waal bij Tiel en de Nieuwe Merwede (Tabel 3). Ook in aal uit de IJssel bij Deventer (79 µg/kg) en de Lek bij Culemborg (77 µg/kg) zijn de HCB gehalten betrekkelijk hoog. De HCBD en OCS gehalten volgen dit patroon, zij het op een lager niveau.
Op dezelfde manier als voor PCBs kan een schatting gemaakt worden van het HCB gehalte in schubvis. Deze gehalten liggen op circa 7% van die in aal, terwijl de HCB concept-normen voor schubvis 50% van die in aal bedragen (50 µg/kg, LAC, 1989). HCB gehalten zullen daarom, zelfs in schubvis uit de grote rivieren, geen belemmering vormen voor de consumptie van deze vis.

3.2.2 HCHs

Figuur 3 laat zien dat de HCH gehalten op de diverse locaties onderling veel minder verschillen dan de HCB en PCB gehalten. De oorzaak hiervan is de toepassing van γ-HCH (lindaan) als pesticide, waardoor de gehalten in aal van buiten het gebied van de grote rivieren nauwelijks verschillen van die in aal uit deze rivieren.
Extreem hoge HCH gehalten werden opnieuw aangetroffen in aal uit het Twentekanaal bij Hengelo (Figuur 3, Tabel 3). Alleen op deze locaties worden de concept-normen voor HCHs in aal overschreden. Visconsumptie uit dit gebied, waarin het verleden lindaan is geproduceerd, wordt al jaren ontraden (Bremmer, 1992).
Naast de gerapporteerde HCH isomeren wordt in aal uit het Twentekanaal ook δ–HCH aangetroffen (Bremmer, 1992). Het δ-HCH gehalte in het aalmonster uit het Twentekanaal uit dit monitorprogramma in 1993 bedroeg 340 µg/kg, nog hoger dan de gezamenlijke gehalten van α–, ß- en γ–HCH. Wanneer de HCH gehalten in aal worden vertaald naar schubvis, worden voor schubvis uit het Twentekanaal geen overschrijdingen van de concept-norm verwacht.

3.2.3 Dieldrin

De dieldrin gehalten zijn over het algemeen vergelijkbaar met die van 1993 (Tabel 3, Figuur 4) (de Boer en Dao, 1994). Ook nu werd alleen in aal uit het Aarkanaal een verhoogd dieldringehalte (31 µg/kg op produktbasis) aangetroffen, op vetbasis bijna tweemaal hoger dan in 1993. Het lijkt hier te gaan om een locale verontreiniging, hoewel hier mogelijk ook nog enige invloed merkbaar is van hoge dieldrin gehalten uit water van de Hollandse IJssel.
Concept-normen voor dieldrin in aal werden niet overschreden, hetgeen ook niet is te verwachten voor concept-normen voor dieldrin in schubvis.

3.2.4 DDT

De meeste ΣDDT gehalten (p,p'-DDE + p,p'DDD + p,p'-DDT in aal zijn in 1994 lager dan in 1993 (Tabel 3, Figuur 5) (de Boer en Dao, 1994). De laagste gehalten worden aangetroffen in aal uit het IJsselmeer, Lauwersmeer en het Prinses Margrietkanaal.
Evenals voor PCB het geval is, is in aal uit het oostelijk Haringvliet ook de p,p'-DDE piek verdwenen. De concept-norm voor ΣDDT in aal van 1 mg/kg wordt op geen enkele locatie overschreden. De concept-norm voor de overige visserijprodukten (0.5 mg/kg) zal naar verwachting ook door schubvis nergens worden overschreden.

3.3 Kwik

Kwikgehalten zijn bepaald in monsters van drie lengteklassen: <30 cm, 30-40 cm en >40 cm (Tabel 16). Uit Tabel 4 blijkt dat in de >40 cm klasse in de meeste gevallen de hoogste kwikgehalten worden gevonden, hetgeen wijst op een toename van het kwikgehalte met de leeftijd. Opvallende uitzonderingen zijn de locaties Haringvliet-oost en Nieuwe Merwede, in het laatste geval ook duidelijk hoger dan in 1993. Het kwikgehalte in aal uit het oostelijk Haringvliet is gedaald, te zamen met de PCB en HCB gehalten. Een verhoging van het kwikgehalte in vergelijking met 1993 is gevonden in aal uit het Aarkanaal: 0,28 mg/kg in de 30-40 cm lengteklasse ten opzichte van 0,07 mg/kg in 1993. De overige kwikgehalten zijn vergelijkbaar met die uit 1993 (Figuur 6) (de Boer en Dao, 1994) met een tendens naar hogere kwikgehalten in het westelijk stroomgebied van de Rijn als gevolg van nalevering uit sediment (Pieters en Hagel, 1992). De kwikgehalten in aal uit de Maas zijn lager dan die in aal uit de Rijn. Het kwikgehalte blijft in alle aalmonsters onder de norm van 1 mg/kg op produktbasis. Een omrekening van kwikgehalten in aal naar die in andere vis is moeilijk te maken. Het is in dit verband jammer dat geen snoekbaars werd aangeleverd voor een kwikanalyse.
Uit ervaring blijkt dat kwikgehalten in snoekbaars in het algemeen wat hoger zijn dan in aal. De kwikgehalten nemen ook toe met de leeftijd van de vis. Daarom is met name in het Rijnstroomgebied een overschrijding van de warenwetnorm voor kwik van 1 mg/kg door grote snoekbaars niet uit te sluiten.

4. Conclusies

De resultaten van het monitorprogramma ten behoeve de Nederlandse sportvisserij in 1994 laten zien dat op een zestal locaties in de grote rivieren overschrijdingen van de consumptienorm voor PCBs in aal worden geconstateerd. Op een drietal van deze locaties wordt tevens de concept-norm voor HCB overschreden. De α- en β-HCH gehalten in aal uit het Twentekanaal bij Hengelo overschrijden eveneens de concept-consumptienormen.
In het algemeen wordt een lichte verbetering in de verontreinigingssituatie waargenomen. Een daling van het PCB gehalte is met name opgetreden in aal uit het IJsselmeer. Ook de PCB gehalten in aal uit de Roer en het oostelijk-Haringvliet zijn gedaald, in het laatste geval te zamen met de p,p'-DDE en kwikgehalten. Wanneer de PCB gehalten worden uitgedrukt in dioxine-equivalenten en worden vergeleken met de Canadese norm van 20 ng/kg, zijn de normoverschrijdingen echter sterker en veelvuldiger. De PCB verontreiniging in aal vormt daarom voor de sportvisserij nog steeds het grootste waterverontreinigingsprobleem.
In schubvis worden naar verwachting geen consumptienormen overschreden, hoewel in grote snoekbaars uit het Rijnstroomgebied dit wel het geval kan zijn voor kwikgehalten. Analyse van snoekbaars op kwik wordt in het kader van dit monitorprogramma daarom wenselijk geacht.
Het huidige monitorprogramma biedt een goed inzicht in de belasting van Nederlandse aal met PCBs, een aantal andere organochloorverbindingen en kwik en daarmee verbonden risico's voor de consument. Bedacht moet echter worden dat het

programma enerzijds niet landsdekkend is en dat er anderzijds nog meerdere, veelal gehalogeneerde, microverontreinigingen voorkomen of kunnen voorkomen die ook een risico voor de consument van aal of schubvis kunnen vormen.
Op basis van gegevens over verontreiniging van sediment in Zuid-Holland (Carpentier, 1993) mag worden verondersteld dat op meerdere locaties in Nederland vis voorkomt met betrekkelijk hoge gehalten aan PCBs, OCPs en metalen. Uit recent onderzoek blijkt dat gehalten aan polychloorterfenylen (PCTs) (de Boer, 1995) en polybroomdifenylethers (PBDEs) (de Boer and Dao, 1993) veelal vergelijkbaar zijn aan die van de bekende PCBs of OCPs. Door het ontbreken van een geschikte analysemethode zijn van andere stoffen, zoals bijvoorbeeld gechloreerde paraffinen, in het geheel geen gegevens bekend.
Een screening van bovengenoemde stoffen op meerdere locaties wordt daarom aangeraden om tot een vollediger inzicht te komen in de risico's van regelmatige consumptie van vis door Nederlandse sportvissers.

5. Literatuur

Ahlborg, E.H., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Duhr, M. Feeky, G. Golar, A. Hamberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Waern, M. Jounes and E. Yrjänheikki (1994). Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Chemosphere 28, 1049-1067

Boer, J. de (1988). Chlorobiphenyls in bound and non-bound lipids of fishes; comparison of different extraction methods. Chemosphere 17, 1803-1810.

Boer, J. de and Q.T. Dao (1993). Overview of bromodiphenylether data in aquatic biota and sediments. RIVO-DLO report C020/93, IJmuiden.

Boer, J. de, Q.T. Dao en H. Pieters (1993a). Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1992. RIVO-DLO rapport 93.006, IJmuiden

Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag and J. van der Meer (1993b). Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. Chemosphere 26, 1827-1842.

Boer, J. de en Q.T. Dao (1994) Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij-1993. RIVO-DLO rapport 94.004, IJmuiden.

Boer, J. de en P. Hagel (1994). Spatial differences and temporal trends of chlorobiphenyls in yellow eel (*Anguilla anguilla*) from inland waters of the Netherlands. Sci. Total Environ. 141, 155-174.

Boer, J. de en U.A.Th. Brinkman (1994). TCDD equivalents of mono-ortho substituted chlorobiphenyls - influence of analytical error and uncertainty of toxic equivalency factors. Anal. Chim. Acta 289, 261-262.

Boer, J. de, J. van der Meer, L. Reutergårdh and J.A. Calder (1994). Interlaboratory study on the determination of chlorobiphenyls in cleaned-up seal blubber and marine sediment extracts. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 77, 1411-1422.

Boer, J. de (1995). Analysis and biomonitoring of complex mixtures of persistent halogenated micro-contaminants. Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.

Boer, J. de, Q.T. Dao, P.G. Wester, S. Bøwadt and U.A.Th. Brinkman (1995). Determination of mono-ortho substituted chlorobiphenyls by multidimensional gas chromatography and the contribution to TCDD equivalents. Anal. Chim. Acta 300, 155-165

Bremmer, A. (1992). HCH's en andere gechloreerde koolwaterstoffen in paling uit het Twentekanaal. Inspectie Gezondheidsbescherming, Enschede.

Carpentier, C. (1993). Contaminatie van zoetwatervis in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu, Den Haag.

Hagel, P. (1991). Naar een kwaliteitsmonitoring-programma voor sportvis: aal in grote rivieren 1986-1990. RIVO-rapport MO 91-02.

LAC (1989). Jaarverslag Landbouw Advies Commissie (LAC) "Milieukritische stoffen", 1988. Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag.

Pieters, H. en C.K.P. Taai (1991). Het voorkomen van milieukritische stoffen in predatorvissen, prooivissen, driehoeksmosselen, zoöplankton en bodemdieren afkomstig uit het Nederlandse deel van het Rijnstroomgebied. RIVO-rapport MO 91-205, IJmuiden.

Pieters, H. en P. Hagel (1992). Biomonitoring of mercury in European eel (*Anguilla anguilla*) in the Netherlands, compared with pike-perch (*Stizostedion lucioperca*):

statistical analysis. In: Heavy metals in the Environment II, J.P. Vernet (ed.), Elsevier, Amsterdam.

Staatscourant (1984). 239, (6 december). Regeling normen PCB's (Warenwet).

Valk, F. van der (1989). Overview of standards for contaminants in fishery products. Report of the Working Group on Environmental Assessment and Monitoring Strategies. Brest, 24-28 April 1989. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.

Wells, D.E. and J. de Boer (1994). The 1993 QUASIMEME laboratory performance study: chlorobiphenyls in fish oil and standard solutions. Mar. Pollut. Bull. 29, 174-184.

Tabel 1a: Monstergegevens rode aal (PCB onderzoek)

	Locatie	Datum	Aantal vissen	Lengte (cm) gem.-min.-max.	Gewicht (g) gem.-min.-max.
322	Aarkanaal, Ter Aar	02-06-94	25	36-30-39	75-45-110
9A	Haringvliet-oost	25-05-94	25	36-32-40	81-65-126
9B	Haringvliet-west	16-06-94	24	34-29-40	86-49-130
8	Hollands Diep	18-05-94	25	36-33-40	88-75-115
11	IJssel, Deventer	13-06-94	25	35-31-39	81-57-111
3	IJsselmeer, Medemblik	29-04-94	25	31-28-38	49-30-94
4	Ketelmeer	27-05-94	25	34-30-37	73-53-91
1	Lauwersmeer	01-06-94	25	34-30-36	78-65-95
13	Lek, Culemborg	03-05-94	25	36-31-39	79-50-108
16	Maas, Eijsden	20-05-94	41	37-30-42	102-45-162
162	Maas, Keizersveer	xx-06-94	24	33-29-40	74-45-142
15B	Maas-Waal kanaal, Malden	03-06-94	25	35-30-40	89-47-124
72	Nieuwe Merwede	18-05-94	25	35-31-41	80-61-129
324	Noordhollands kanaal, Akersloot	02-05-94	25	36-30-40	81-54-117
356	Noordzeekanaal, Kruithaven	04-05-94	25	33-31-39	64-43-98
321	Prinses Margrietkanaal, Suawoude	31-05-94	25	35-32-39	80-57-107
12	Rijn, Lobith	13-05-94	70	34-30-39	71-47-105
40	Roer, Vlodrop	19-05-94	22	35-30-40	77-48-121
67	Twentekanaal, Hengelo	06-05-94	25	40-36-44	133-85-178
341	Vecht, Ommen	24-05-94	25	36-31-39	95-56-121
66	Volkerak	xx-05-94	25	36-32-40	84-62-123
14	Waal, Tiel	14-06-94	23	35-31-40	86-52-129
71	Zoommeer	21-06-94	25	37-31-41	89-56-122

Tabel 1b: Monstergegevens rode aal (kwikonderzoek)

	Lengteklasse:		<30 cm			>40 cm		
	Locatie	Datum	Aantal vissen	Gem. lengte (cm)	Gem. gewicht (g)	Aantal vissen	Gem. lengte (cm)	Gem. gewicht (g)
322	Aarkanaal, Ter Aar	02-06-94	4	27	31	15	50	218
9A	Haringvliet-oost	25-05-94	15	25	29	13	47	229
9B	Haringvliet-west	16-06-94	15	25	30	10	47	233
8	Hollands Diep	18-05-94	15	27	35	8	50	301
11	IJssel, Deventer	13-06-94	15	26	30	13	48	252
3	IJsselmeer, Medemblik	29-04-94	15	26	30			
4	Ketelmeer	27-05-94	15	26	32	11	49	218
1	Lauwersmeer	01-06-94	5	30	55	3	42	160
13	Lek, Culemborg	03-05-94	3	29	47	14	45	145
16	Maas, Eijsden	20-05-94	15	26	32	15	55	363
162	Maas, Keizersveer	xx-06-94	15	27	37	7	53	311
72	Nieuwe Merwede	18-05-94	15	27	34	13	48	212
324	Noordhollands kanaal, Akersloot	02-05-94	15	26	29	15	55	353
321	Prinses Margrietkanaal, Suawoude	31-05-94	15	26	33	12	47	216
12	Rijn, Lobith	13-05-94	15	27	32	15	55	329
40	Roer, Vlodrop	19-05-94	15	27	34	15	55	308
67	Twentekanaal, Hengelo	06-05-94	9	32	66	15	50	247
341	Vecht, Ommen	24-05-94	15	27	34	14	47	206
71	Zoommeer	21-06-94	8	30	43	12	48	219

Tabel 2: *PCB-gehalten in rode aal, uitgedrukt in µg/kg op produktbasis (normoverschrijdingen zijn onderstreept)*

PCB no.	28	52	101	105	118	138 + 163	153	156	180	Vet gehalte
Toleranties	500	200	400		400	500	500		600	(g/kg)
Aarkanaal, Ter Aar	3.3	22	25	9.0	45	69	110	5.2	33	100
Haringvliet-oost	5.4	80	130	26	120	330	520	20	160	139
Haringvliet-west	7.6	51	76	18	110	260	510	18	160	170
Hollands Diep	10	120	190	28	170	340	640	23	220	202
IJ, Amsterdam	9.4	53	42	27	82	120	190	13	49	164
IJssel, Deventer	4.9	46	71	17	66	180	270	13	85	180
IJsselmeer, Medemblik	3.6	11	20	7.0	32	55	100	4.7	33	297
IJsselmeer, Urk	3.5	16	28	8.6	40	71	140	5.2	40	268
Ketelmeer	6.1	56	71	18	96	150	290	14	80	224
Lauwersmeer	1.6	3.6	7.7	2.4	9.4	18	24	1.7	9.9	229
Lek, Culemborg	8.7	130	160	46	140	230	440	18	140	185
Maas, Eijsden	5.6	56	80	24	71	230	380	17	210	109
Maas, Keizersveer	8.1	85	160	39	140	440	630	30	280	178
Maas-Waal kanaal, Malden	5.0	82	100	39	95	240	360	17	130	197
Niers	3.6	65	130	46	130	220	300	15	98	190
Nieuwe Merwede	14	190	280	30	220	420	690	29	200	236
Noordhollands kanaal, Akersloot	1.0	4.1	4.3	3.5	12	19	31	1.6	8.6	76
Noordzeekanaal, Kruithaven	3.5	11	8.4	5.7	22	33	59	3.2	17	59
Prinses Margrietkanaal, Suawoude	0.4	1.4	1.7	1.0	3.7	9.3	15	0.9	5.7	120
Rijn, Lobith	6.9	120	150	31	150	290	520	22	170	182
Roer, Vlodrop	8.1	87	58	46	102	180	270	14	100	131
Twentekanaal, Hengelo	2.3	16	16	7.5	21	41	57	3.4	20	118
Vecht, Ommen	1.5	8.6	16	5.6	22	55	91	4.9	31	220
Volkerak	3.6	21	35	8.8	48	100	190	6.3	60	185
Waal, Tiel	3.8	97	91	21	84	160	240	16	91	189
Zoommeer	2.2	13	24	7.9	32	85	160	5.3	50	160

Tabel 3: *Pesticidengehalten in rode aal, uitgedrukt in µg/kg op produktbasis. (overschrijdingen van conceptnormen zijn onderstreept)*

Pesticiden	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCBD	HCB	OCS	diel-drin	p,p' -DDE	p,p' -DDD	p,p' -DDT	Σp,p' -DDT	Vet gehalte (g/kg)
Concept-toleranties	50	50	200		100		100				1000	
Aarkanaal, Ter Aar	1.1	1.0	20	0.2	4.8	4.4	31	60	18	0.5	79	100
Haringvliet-oost	1.9	3.8	34	4.2	31	17	12	77	35	2.3	114	139
Haringvliet-west	4.7	6.1	37	<0.7	15	15	n.b.	58	49	2.8	110	170
Hollands Diep	3.0	5.5	44	<0.8	58	3.6	n.b.	92	44	3.3	139	202
IJ, Amsterdam	6.2	5.2	33	<0.8	12	4.5	n.b.	67	120	4.5	192	164
IJssel, Deventer	8.4	6.7	36	21	79	25	1.7	64	23	17	104	180
IJsselmeer, Medemblik	6.3	7.2	26	1.3	4.9	4	n.b.	19	9.9	<2	29	297
IJsselmeer, Urk	6.7	9.5	31	0.4	6.8	5.7	6.6	23	10	n.b.	n.b.	268
Ketelmeer	4.5	7.2	50	<0.9	28	13	n.b.	72	24	2.8	99	224
Lauwersmeer	3.2	1.9	40	0.3	4.1	0.2	5.4	21	5.2	4.4	31	229
Lek, Culemborg	3.1	6	24	19	77	32	n.b.	79	35	4.9	119	185
Maas, Eijsden	1.7	1.8	48	13	31	10	6.6	46	13	5.5	65	109
Maas, Keizersveer	2.6	3.3	46	2.9	48	23	14	84	19	3.4	106	178
Maas-Waal kanaal, Malden	3.1	3.6	80	2.9	70	13	<2	57	19	n.b.	n.b.	197
Niers	1.3	1.3	53	2.6	16	1.3	1.9	45	18	7.3	70	190
Nieuwe Merwede	3.6	6.7	32	29	140	48	13	96	26	6.4	128	236
Noordhollands kanaal, Akersloot	1.6	0.7	12	0.1	1.5	0.4	3.1	26	15	n.b.	n.b.	76
Noordzeekanaal, Kruithaven	4.7	4.3	9.4	0.3	4.0	1.0	6.5	15	24	1.9	41	59
Prinses Margrietkanaal, Suawoude	1.7	0.7	20	0.8	1.4	0.5	n.b.	11	6.7	3.1	21	120
Rijn, Lobith	3.1	5.9	29	54	170	45	10	110	33	17	160	182
Roer, Vlodrop	1.0	2.6	44	0.5	9.4	7.2	5.2	41	11	15	67	131
Twentekanaal, Hengelo	250	75	96	0.3	12	1.4	3.3	49	6	n.b.	n.b.	118
Vecht, Ommen	1.8	2.4	32	1.4	11	1.5	3.4	56	22	13	91	220
Volkerak	2.8	4.0	38	<0.8	6.0	6.0	n.b.	59	23	2.6	85	185
Waal, Tiel	6.7	6.6	33	31	210	27	9.4	62	24	17	105	189
Zoommeer	3.1	3.5	47	1.0	5.9	4.9	13	50	19	4.9	74	160

n.b. : niet bepaald

Tabel 4: Kwikgehalten in aal uit de Nederlandse binnenwateren in mg/kg op produktbasis

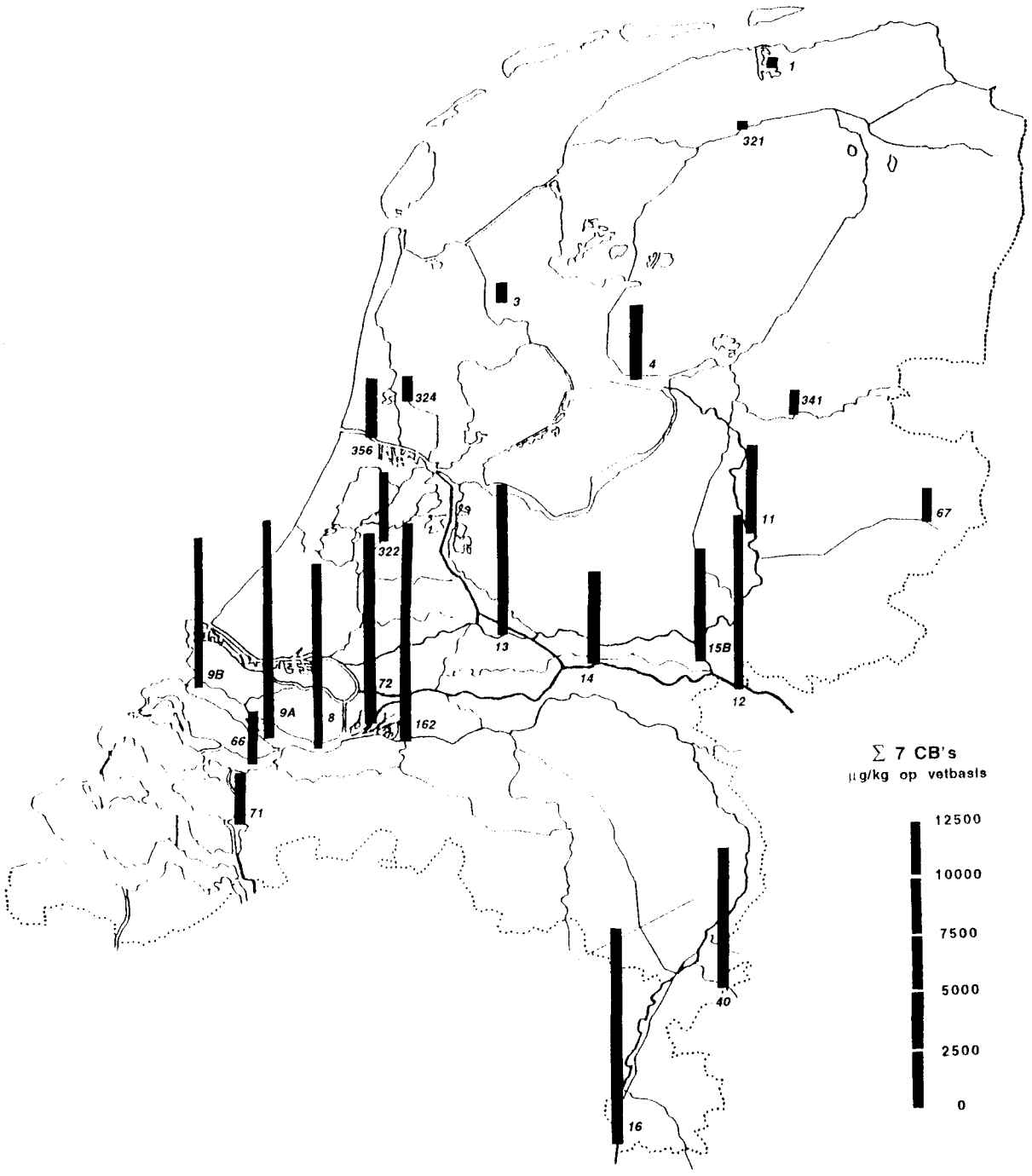
Lengteklasse Locatie	<30 cm	30-40 cm	> 40 cm
Aarkanaal, Ter Aar	0.24	0.28	0.42
Haringvliet-oost	0.56	0.48	0.51
Haringvliet, west	0.18	0.22	0.34
Hollands Diep	0.24	0.28	0.42
IJssel, Deventer	0.19	0.19	0.25
IJsselmeer, Medemblik	0.25	0.18	
Ketelmeer	0.18	0.20	0.28
Lauwersmeer	0.08	0.07	0.11
Lek, Culemborg	0.38	0.38	0.56
Maas, Eijsden	0.15	0.15	0.13
Maas, Keizersveer	0.12	0.13	0.18
Nieuwe Merwede	0.62	0.35	0.39
Noordhollands kanaal, Akersloot	0.10	0.09	0.19
Prinses Margrietkanaal, Suawoude	0.06	0.06	0.08
Rijn, Lobith	0.26	0.27	0.38
Roer, Vlodrop	0.12	0.11	0.13
Twentekanaal, Hengelo	0.19	0.18	0.17
Vecht, Ommen	0.12	0.12	0.23
Volkerak		0.22	
Zoommeer	0.17	0.21	0.30

Tabel 5: *Toxiciteits-equivalentie-factoren (TEFs) voor PCBs (WHO, Ahlborg, 1994)*

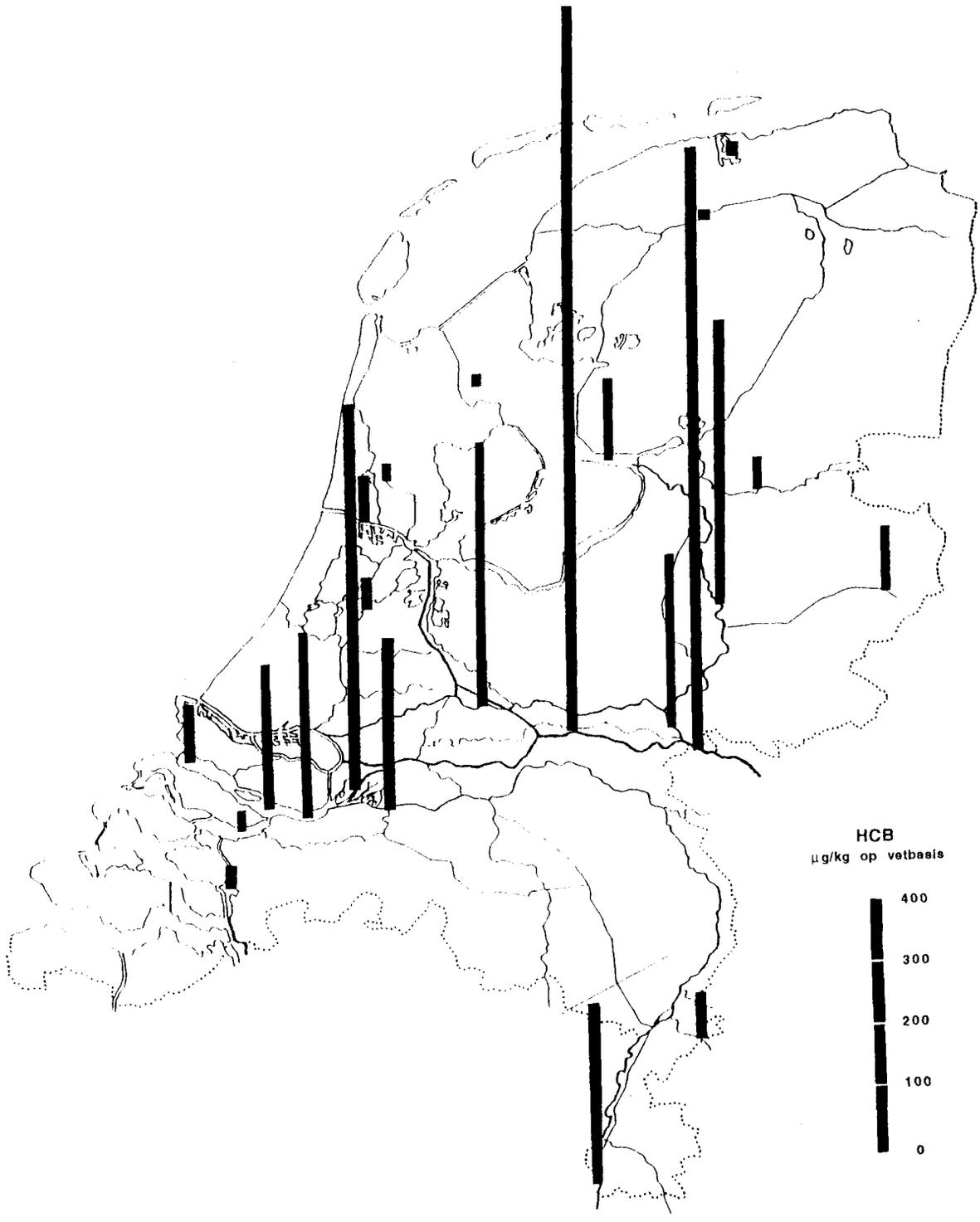
PCB	TEF
77	0.0005
126	0.1
169	0.01
105	0.0001
114	0.0005
118	0.0001
123	0.0001
156	0.0005
157	0.0005
167	0.00001
189	0.0001
170	0.0001
180	0.00001

Tabel 6: *PCB-gehalten in rode aal, uitgedrukt in dioxine-equivalenten (Overschreidingen van Canadese norm (20 ng/kg) zijn onderstreept)*

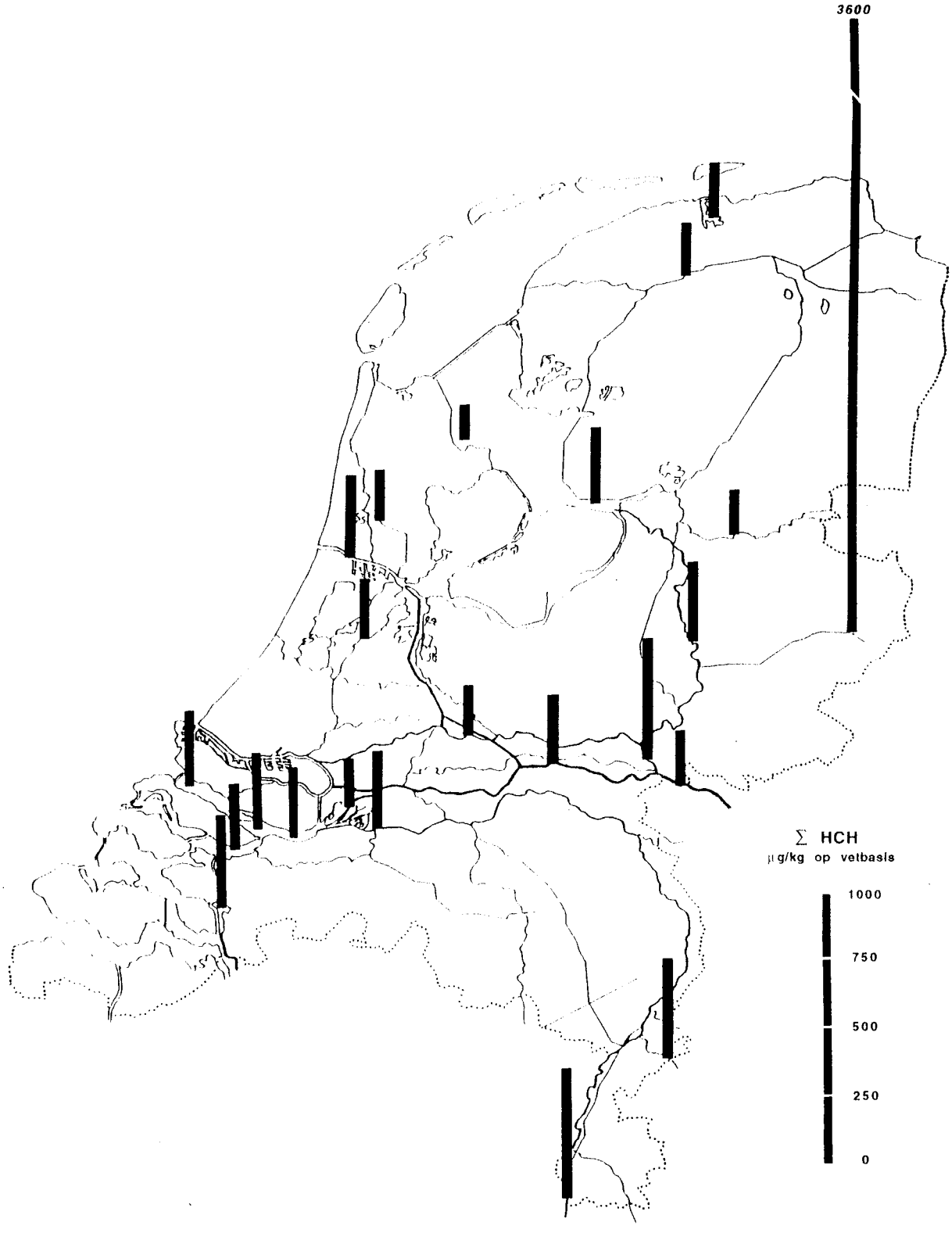
Locatie	PCB-TEQ (ng/kg)
Aarkanaal, Ter Aar	18
Haringvliet-oost	71
Haringvliet-west	44
Hollands Diep	58
IJssel, Deventer	41
IJsselmeer, Medemblik	16
Ketelmeer	46
Lauwersmeer	5.0
Lek, Culemborg	69
Maas, Eijsden	58
Maas, Keizersveer	93
Maas-Waal kanaal, Malden	58
Nieuwe Merwede	101
Noordhollands kanaal, Akersloot	5.8
Noordzeekanaal, Kruithaven	10
Prinses Margrietkanaal, Suawoude	3.0
Rijn, Lobith	109
Roer, Vlodrop	49
Twentekanaal, Hengelo	11
Vecht, Ommen	14
Volkerak	27
Waal, Tiel	43
Zoommeer	23



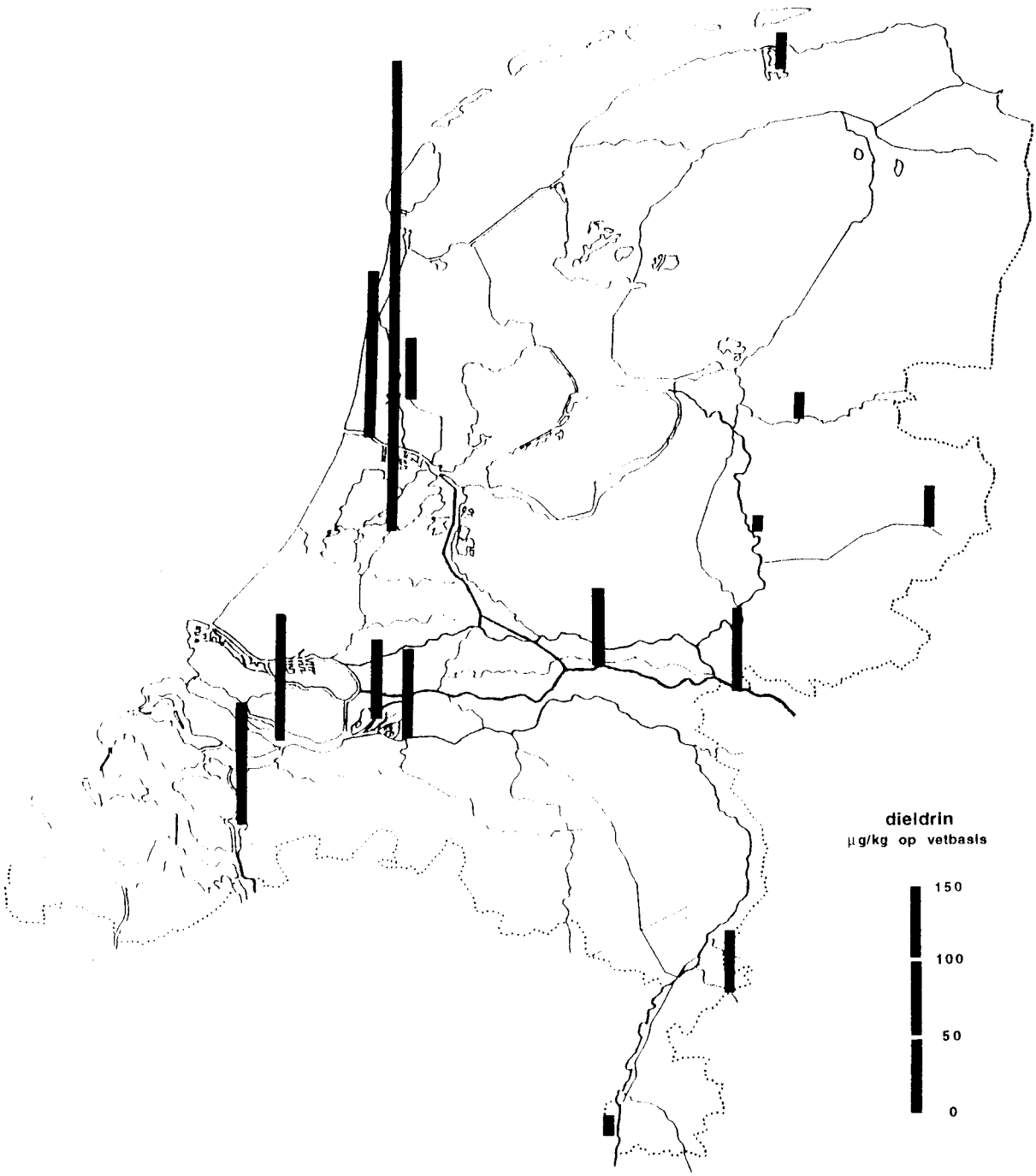
Figuur 1 - Gehalten van de som van de PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180 (Σ7CBs) in rode aal, in µg/kg op vetbasis.



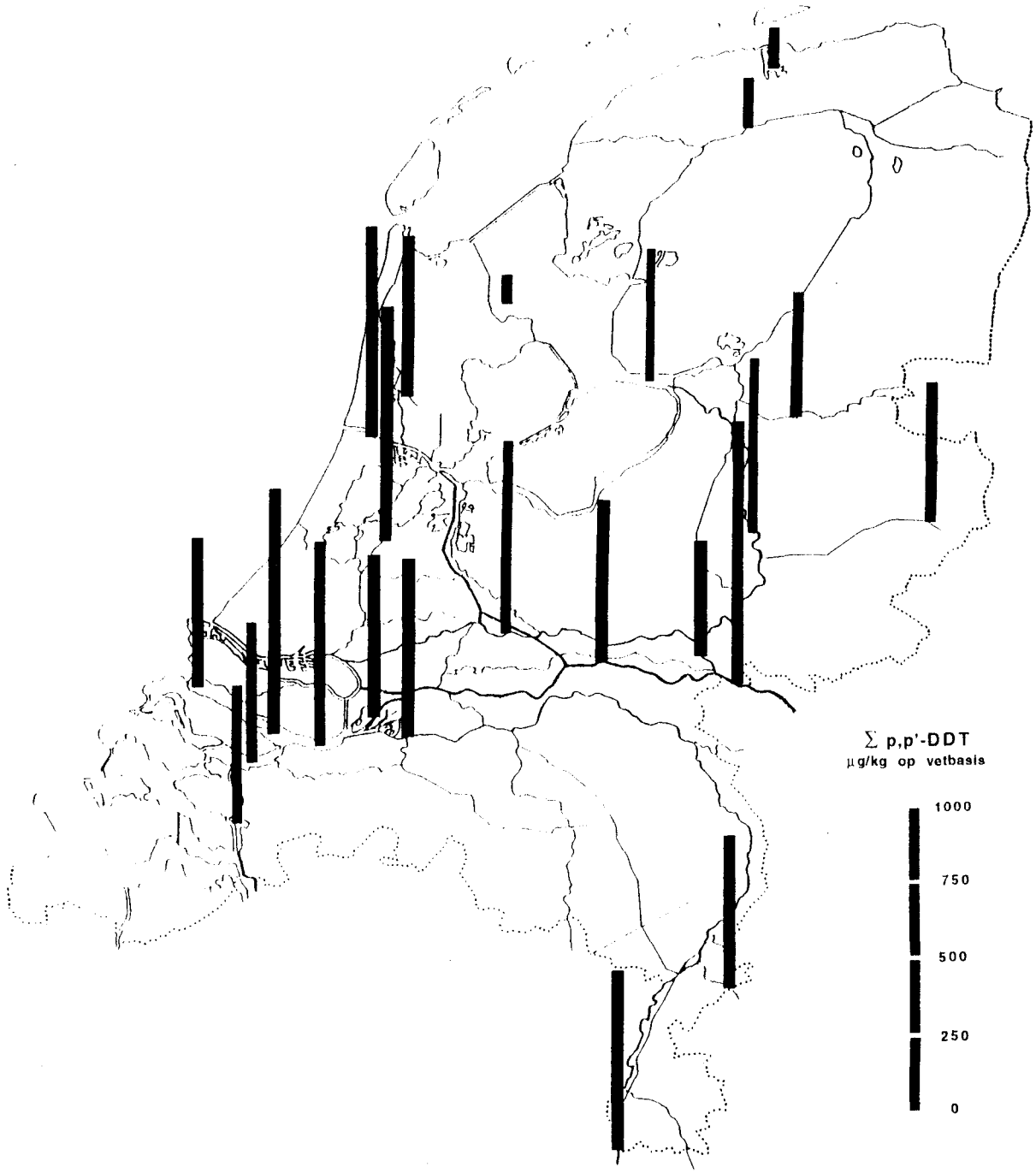
Figuur 2 - HCB gehalten in rode aal, in µg/kg op vetbasis.



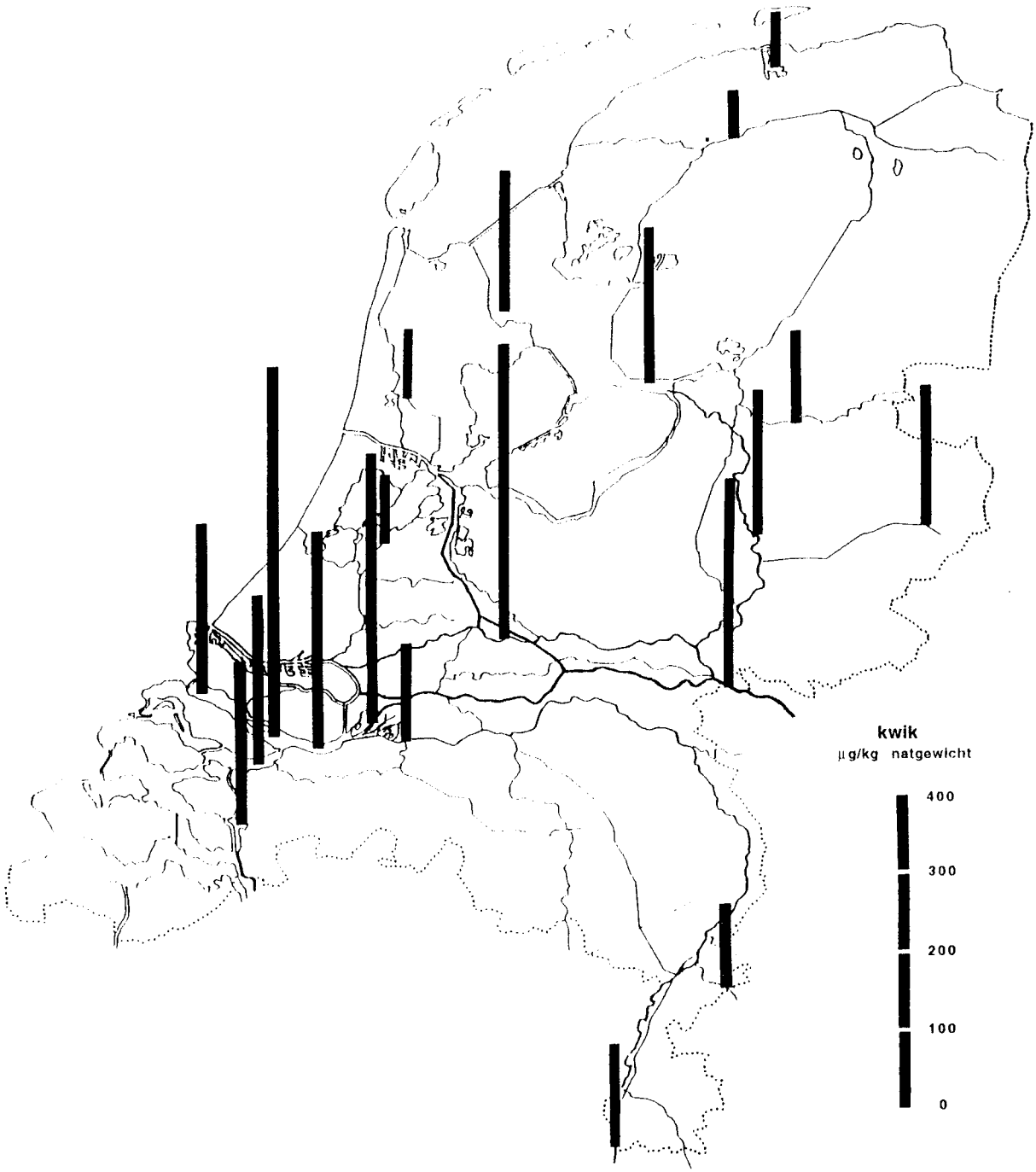
Figuur 3 - Gehalten van α, β, en γHCH (ΣHCHs), in µg/kg op vetbasis.



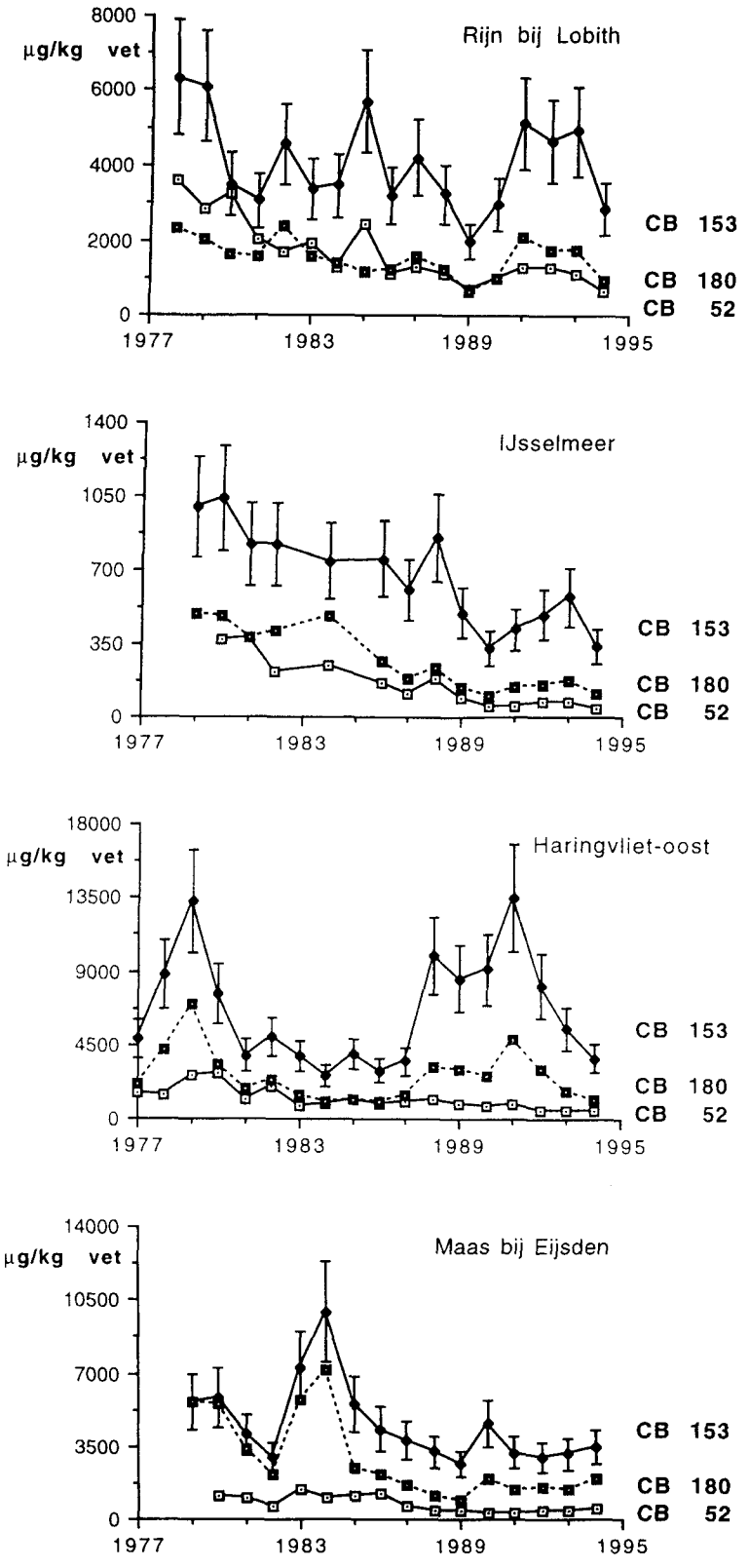
Figuur 4 - Dieldrin gehalten, in µg/kg op vetbasis.



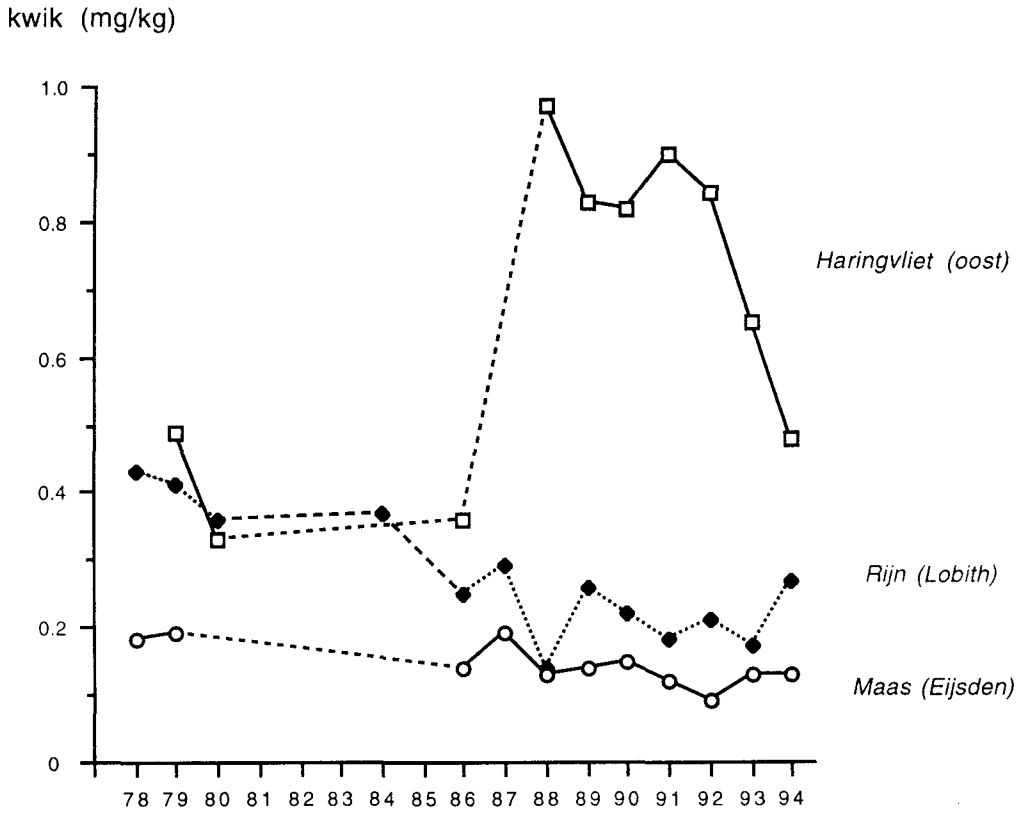
Figuur 5 - Gehalten van p,p'-DDE, p,p'-DDD en p,p'-DDT (Σp,p'-DDT) in rode aal, in µg/kg op vetbasis.



Figuur 6 - Kwikgehalten in rode aal (30-40 cm), in µg/kg op produktbasis.



Figuur 7- Trends van CBs 52, 153 en 180 in rode aal uit de Rijn bij Lobith, het IJsselmeer bij Medemblik, het oostelijk Haringvliet en de Maas bij Eijsden in µg/kg op vetbasis



Figuur 8 - Trends van het kwikgehalte in rode aal uit de Rijn bij Lobith, het oostelijk Haringvliet en de Maas bij Eijsden, in mg/kg op produktbasis.