

Wageningen IMARES

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Vestiging IJmuiden
Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax: 0255 564644

Vestiging Yerseke
Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax: 0113 573477

Vestiging Den Helder
Postbus 57
1780 AB Den Helder
Tel.: 022 363 88 00
Fax: 022 363 06 87

Vestiging Texel
Postbus
1790 AD Den Burg Texel
Tel.: 0222 369700
Fax: 0222 319235

Internet: www.wageningenimares.wur.nl
E-mail: imares@wur.nl

Rapport

Nummer: C001/07

Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in rode aal - 2006

M. Hoek- van Nieuwenhuizen en Dr. Ir. M.J.J. Kotterman

Opdrachtgever: RIZA
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Project nummer: 342.122270-07

Aantal exemplaren: 20
Aantal pagina's: 45
Aantal tabellen: 1
Aantal figuren: 35
Aantal bijlagen: 22

Wageningen IMARES is een
samenwerkingsverband tussen
Wageningen UR en TNO. Wij zijn
geregistreerd in het
Handelsregister Amsterdam nr.
34135929 BTW nr. NL
811383696B04



De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoudsopgave

Voorwoord.....	4
Samenvatting.....	5
1. Inleiding	7
2. Doelstellingen.....	8
3. Materialen en methoden	9
3.1 Bemonstering aal	9
3.2 Analysemethoden	10
3.2.1 Totaal kwik	11
3.2.2 Organische microverontreinigingen.....	11
3.3 Beoordelingscriteria	12
3.3.1 TCDD equivalenten	12
3.3.2 Normwaarden	12
3.4 Statistiek	13
3.5 Kwaliteitscontrole	13
4. Resultaten	15
5. Discussie	16
5.1 Algemeen	16
5.2 Totaalkwik	16
5.3 Polychloorbifenylen.....	17
5.4 PCB-TEQ gehalten	17
5.5 Organochloorverbindingen en pesticidengehalten.....	18
5.5.1 HCB, QCB, HCB en OCS	18
5.5.2 HCHs.....	21
5.5.3 Dieldrin.....	21
5.5.4 Σ DDT	22
5.5.5 Chloorbenzenen en pentachlooranisol	22
6. Trends in gehalten in de periode 1992-2006.....	24
7. Risicoanalyse.....	32

7.1	Kritische waarden voor hogere organismen in het aquatisch ecosysteem	32
7.2	Humane consumptie.....	37
8.	Conclusies	38
9.	Aanbevelingen	40
10.	Referenties	41
	Verklarende woordenlijst:.....	44

Voorwoord

Het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) van het Ministerie van Verkeer en waterstaat is in 1992 gestart met de uitvoering van het monitoringprogramma "Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren". Dit vormt weer een onderdeel van "Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands" (MWTL).

Doelstellingen van de metingen zijn:

- signaleren van langjarige ontwikkelingen in de biologische toestand van watersystemen (trend)
- periodieke toetsing van de toestand aan criteria die voortvloeien uit de toegekende functies van wateren (controle).

Parametergroepen die momenteel onderdeel uitmaken van het monitoringprogramma zijn: fytoplankton, fyto benthos, macrofauna, waterplanten en oevervegetatie, vissen, broedvogels en watervogels en bioaccumulatie in aal en driehoeksmosselen.

Een deelproject van de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren heeft als werktitel "Microverontreinigingen in rode aal (*Anguilla anguilla* L.)" en is in de periode 1992 t/m 2006 uitgevoerd door het RIVO.

Het onderhavige rapport beschrijft de situatie in 2006.

De uitgevoerde werkzaamheden betroffen het bemonsteren van aal en het analyseren van microverontreinigingen daarin. Als projectleider fungeerde dr. ir. M.J.J. Kotterman en M. Hoek van Nieuwenhuizen van Wageningen IMARES, het project werd begeleid door de heer B. Van den Boogaard en mw. J.L. Maas van het RIZA.

Samenvatting

In het jaar 2006 zijn op 14 locaties in watersystemen van de Nederlandse rijkswateren monsters rode aal verzameld. In de filets zijn analyses uitgevoerd van kwik, PCB's en een aantal andere prioritaire organochloorverbindingen (beschreven in 3.2). Voor de betreffende locaties is een trendanalyse voor de diverse microcontaminanten uitgevoerd (hoofdstuk 6) en een risicoanalyse gedaan voor doorvergiftiging van visetende hogere organismen (hoofdstuk 7).

Bij een evaluatie van de trendanalyses kan het volgende opgemerkt worden:

Directie IJsselmeergebied en Noord-Holland:

Na een daling van 1992 t/m 1994 vinden in het IJsselmeer weinig fluctuaties plaats t.a.v. de gemeten microverontreinigingen. Het Markermeer vertoont vanaf 1998 eveneens weinig fluctuaties, op een piek na voor HCBd in het jaar 2000.

De lichtdalende trend vanaf 2001 in het Ketelmeer wordt in 2006 voor de meeste componenten voortgezet.

De concentraties aan microverontreinigingen in het Wolderwijd en Eemmeer liggen op een laag niveau, maar fluctueren aanzienlijk. Al jaren lang is het kwikgehalte in het Eemmeer de laagst gemeten concentratie.

Het gehalte aan organische microverontreinigingen in het IJ Amsterdam is vanaf 1998 nagenoeg stabiel op een piek in 2004 na voor de meeste OCP's. De grootste toename van het kwikgehalte in 2006 is waargenomen in het IJ Amsterdam.

Directie Oost-Nederland:

De concentraties microverontreinigingen in de Rijn bij Lobith vertonen weinig fluctuaties, echter het PCA-gehalte is in 2006 met een factor tien toegenomen in verhouding tot de afgelopen vier jaar. In de Rijn bij Lobith is in 2006 de somDDT het hoogst van alle gemeten locaties, dit was vorig jaar ook al het geval.

De gehalten aan PCB's en organochloorverbindingen zijn in de locatie Twenthekanaal bij Wiene-Goor over het algemeen vrij laag. De somHCH daarentegen is al gedurende twee jaar in het Twenthekanaal bij Wiene-Goor verreweg het hoogst van alle gemeten locaties.

Directie Limburg:

De concentraties microverontreinigingen in de Maas bij Borgharen vertonen over het algemeen een licht dalende trend met aanzienlijke fluctuaties gedurende de laatste 15 jaar. In 2006 is voor de locatie Maas Borgharen het PCB-TEQ gehalte op productbasis geschat uit CB-153 verdrievoudigd t.o.v. vorig jaar. Dit is te wijten aan de relatief grote vette aal die dit jaar op deze locatie gevangen is. Ook is in 2006 het HCBd gehalte voor deze locatie in de Maas aanmerkelijk gestegen in vergelijking tot vorig jaar.

Directie Zuid-Holland:

De concentraties microverontreinigingen in de Maas bij Keizersveer vertonen evenals bij Borgharen over het algemeen een licht dalende trend met aanzienlijke fluctuaties gedurende de laatste 15 jaar. In 2006 is het HCBd gehalte ook voor deze locatie in de Maas aanmerkelijk gestegen in vergelijking tot vorig jaar.

In het Haringvliet is een licht dalende trend waarneembaar voor de organische microverontreinigingen, waarbij de laatste zes jaren de gehalten redelijk stabiel zijn op een piek in 2002 na voor sommige PCB's.

In het Hollands Diep zijn de PCB-gehalten de laatste 15 jaar redelijk stabiel op een paar fluctuaties na. Vanaf 1994 zijn de OCP-gehalten eveneens redelijk stabiel. In het Hollands Diep is in 2006 het CB-52 gehalte verreweg het hoogst in vergelijking tot de rest van de gemeten locaties, dit was vorig jaar ook al het geval. De schatting van het PCB-TEQ gehalte op basis van CB-153, evenals de somPCB's is in 2006 het hoogst voor de locatie Hollands Diep. Dit was in 2004 en 2005 ook al het geval.

Het PCA gehalte in 2006 in het Hollands Diep is twee maal zo hoog als het PCA gehalte in de Rijn bij Lobith en is dit jaar met ongeveer een factor twintig toegenomen in verhouding tot de afgelopen vier jaar.

De gehalten aan verontreinigende stoffen in de Lek bij Culemborg laten weinig fluctuaties zien en vertonen over het algemeen een licht dalende trend. Het hoogst gemeten kwikgehalte in 2006 is in de Lek bij Culemborg, dit was de laatste vier jaar ook al het geval.

Directie Zeeland:

Voor de PCB's en pesticiden is in het Volkerak over het algemeen een licht stijgende trend waarneembaar en voor de OCP's een licht dalende trend. In het Volkerak wordt al tien jaar lang verreweg de hoogste concentratie aan dieldrin gemeten, wel is na een piek in 2000 een afnemende trend waarneembaar.

Ten aanzien van het risico voor doorvergiftiging kan het volgende gezegd worden:

Voor de locaties behorende tot de Directies IJsselmeergebied en Noord-Holland (IJsselmeer, Markermeer, Ketelmeer, Wolderwijd, Eemmeer en IJ Amsterdam) zijn de risico's op doorvergiftiging voor visetende hogere organismen al 15 jaar lang weinig tot licht, op twee piekjaren in 1993 en 1997 na voor het IJ Amsterdam. In die jaren was het risico op deze locatie matig tot ernstig. In het Ketelmeer heeft vanaf 1992 tot en met 2004 een dalende trend plaatsgevonden voor het risico tot onder het gemiddeld HC₅ niveau van 100%, echter in 2005 en 2006 heeft weer een stijging plaatsgevonden naar licht risico.

Directie Oost-Nederland: Voor de Rijn bij Lobith lag het gehalte aan risicovolle stoffen in vis in de jaren 1992 tot 1998 op een dusdanig niveau dat er matig tot ernstig risico bestond op doorvergiftiging. Van 1999 t/m 2006 is het risico voor deze locatie licht. Vanaf 1996 t/m 2006 is de locatie Twenthekanaal bij Wiene-Goor gemonitord en gedurende deze periode was het risico voor visetende hogere organismen weinig tot licht.

Voor de locatie Maas Borgharen, behorende tot de Directie Limburg, kan gezegd worden dat het risico zich al gedurende 15 jaar op het niveau van licht tot matig bevindt.

Voor de locaties van de Directie Zuid-Holland (Maas Keizersveer, Haringvliet, Hollands Diep en de Lek bij Culemborg) was het risico t/m 1996 matig tot ernstig, maar vanaf 1997 heeft een stabilisering plaatsgevonden van het niveau van licht tot matig.

Met betrekking tot de locatie Volkerak, behorende tot de Directie Zeeland, kan gezegd worden dat het risico voor doorvergiftiging gedurende de laatste 15 jaar weinig tot licht is.

Tot slot kan t.a.v. de normwaarden het volgende opgemerkt worden:

De MTR normwaarde voor kwik werd voor bijna alle gemeten locaties in 2006 overschreden, behalve voor de locaties Maas Borgharen, Maas Keizersveer en het Eemmeer. Op geen enkele locatie in de gemeten rijkswateren werd in 2006 de Warenwetnorm voor kwik in aal overschreden.

De MTR normwaarde voor p,p'-DDE werd in 2006 voor de locaties Hollands Diep, Rijn Lobith en Lek Culemborg overschreden.

De MTR normwaarde voor de SomDDT werd in 2006 overschreden voor een vijftal locaties, te weten: IJ Amsterdam, Hollands Diep, Volkerak, Rijn Lobith en Lek Culemborg.

Voor CB-153 werd de Warenwetnorm in 2006 overschreden voor de locaties Maas Borgharen en het Hollands Diep, in tegenstelling tot vorig jaar toen de Warenwetnorm voor geen enkele locatie werd overschreden voor deze component.

De PCB-TEQ grens van 8 ng/kg product geschat uit CB153 werd in 2006 overschreden bij acht van de veertien locaties, te weten: Maas Borgharen en Keizersveer, IJ Amsterdam, Haringvliet, Hollands Diep, Volkerak, Rijn Lobith en Lek Culemborg. Voor drie van deze acht locaties waren de PCB-TEQ-equivalenten gestegen t.o.v. vorig jaar, nl. voor Maas Borgharen (dit jaar grote vette aal i.t.t. vorig jaar), Maas Keizersveer en Hollands Diep. De PCB-TEQ grens van 8 ng/kg product, berekend uit de som van de non-ortho's en mono-ortho's, werd in 2006 overschreden bij drie van de vier gemeten locaties: Haringvliet, Hollands Diep en Rijn Lobith. Voor de gemeten vier locaties waren de PCB-TEQ-equivalenten lager dan vorig jaar, behalve voor de locatie Hollands Diep.

De alen afkomstig van de locaties Maas Borgharen, Maas Keizersveer, IJ Amsterdam, Haringvliet, Hollands Diep, Volkerak, Rijn Lobith en Lek Culemborg zullen naar onze verwachting niet aan de nieuwe EU-norm voor dioxines en dioxineachtige PCB's (TEQ < 12 pg/g, bij PCB153 < 105 µg/kg productbasis) voldoen, die op 4 november 2006 van kracht is geworden (zie paragraaf 3.3.2 en bijlage 4).

1. Inleiding

Sinds 1976 worden door Wageningen IMARES (voorheen RIVO) jaarlijks monsters rode aal verzameld in een groot aantal Nederlandse rivieren, kanalen en meren. In mengmonsters filet van de rode aal worden gehalten van een aantal organische en anorganische microverontreinigingen bepaald (Pieters en Hagel, 1992; de Boer en Hagel, 1994; de Boer, 1995). Het betreft stoffen die in aquatische organismen, dus ook in vis, een duidelijke bioaccumulatie vertonen. Aquatische organismen lenen zich uitstekend als biomonitor ten behoeve van de monitoring van deze contaminanten in aquatische ecosystemen, vooral als de gehalten van deze contaminanten in het water extreem laag zijn in vergelijking met die in het organisme zelf. De analytische bepaling van de organische contaminanten (met een extreem lage wateroplosbaarheid) in het water blijkt dan ofwel niet mogelijk te zijn of slechts met een grote onzekerheid te kunnen worden uitgevoerd. Bodemorganismen, zoetwatermosselen en sommige vissoorten (aal, snoekbaars, blankvoorn) worden het meest gebruikt.

Een biologisch monitororganisme moet aan een aantal voorwaarden voldoen om geschikt te zijn voor de kwantificering van contaminanten in een milieucompartment. Het monitororganisme dient plaatsgebonden te zijn, zodat gemeten interne gehalten ook daadwerkelijk inzicht geven over de beschikbaarheid van contaminanten op vooraf vastgestelde locaties. Bodemorganismen zoals zoetwatermosselen voldoen duidelijk aan deze voorwaarde, maar zijn niet steeds in voldoende mate aanwezig of ontbreken op belangrijke locaties geheel. Een actieve biologische monitoring waarbij zoetwatermosselen van één bepaalde herkomst worden uitgezet gedurende een vaste tijd op de te meten locaties, kan dan uitkomst bieden. Ook vis kan een aantrekkelijk alternatief zijn, maar de meeste vissoorten laten enig trekgedrag zien.

Door de plaatsgebonden leefwijze van de rode aal geven de gehalten in principe een goed beeld van de verontreinigingssituatie op de desbetreffende vangstlocatie. Kleine rode aal (<30 cm) heeft, na zijn overwinteringsperiode, in het vroege voorjaar (eind maart, april) een beperkt trekgedrag met migratieafstanden van minder dan 20 km. De rest van de zomer is de rode aal sterk plaatsgebonden. Andere voordelen van aal boven andere vissoorten zijn het hoge vetgehalte, waardoor voldoende materiaal voor organische contaminanten analyses beschikbaar is, de afwezigheid van gametenproductie tijdens het verblijf in de Nederlandse wateren en zijn grote verspreidingsgebied.

Sinds 1992 wordt een gedeelte van de resultaten van dit Wageningen IMARES monitorprogramma ("Monitoring Sportvisserij") ingebracht in het project "Meten van microverontreinigingen in rode aal" van RWS RIZA.

De vaste monsterpunten werden meerdere malen aangevuld met een aantal nieuwe, door RWS RIZA voorgestelde locaties. In 1996 zijn als nieuwe monsterpunten toegevoegd het Eemmeer, de Maas bij Keizersveer en het pand Wiene-Zutphen van het Twentekanaal ter hoogte van Goor, waardoor het totaal te meten locaties is uitgekomen op 14.

Buiten het standaardpakket van de door Wageningen IMARES geanalyseerde verontreinigingen worden ook polychloorbenzenen en pentachlooranisool in het project opgenomen. Sinds 1994 zijn deze stoffen alleen gemeten in de Rijn bij Lobith en het Hollands Diep. Tevens zijn op vier locaties (Rijn bij Lobith, Ketelmeer, Hollands Diep en Haringvliet) de meest toxische polychloorbifenylen gemeten: de non-ortho gesubstitueerde chloorbifenylen 77, 126 en 169 en de mono-ortho CBs 105, 118 en 156.

2. Doelstellingen

Voor het Monitoringprogramma rode aal, als onderdeel van het Rijkswaterstaat MWTL project, kunnen de volgende doelstellingen worden omschreven.

- Het meten van microverontreinigingen (PCBs, OCPs, kwik etc.) in rode aal, afkomstig uit de Nederlandse rijkswateren.
- Periodieke toetsing van de toestand aan criteria die voortvloeien uit de toegekende functies van wateren (controle).
- Het signaleren van langdurige ontwikkelingen in de biologische toestand van watersystemen (trends).

3. Materialen en methoden

3.1 Bemonstering aal

De bemonsterde locaties worden nader omschreven in Tabel 1. Hierin staan tevens vermeld het watersysteem, de RWS code en de x, y coördinaten. In figuur 1 op de volgende bladzijde is de geografische ligging van de monsterlocaties aangegeven. Monsterdata, aantallen en lengte- en gewichtsamenstelling worden gegeven in bijlage 1.

Tabel 1: Omschrijving van de bemonsterde locaties

Watersysteem	Locatie	Code	DONAR code	X coördinaat	Y coördinaat
IJsselmeer	Medemblik	a	WAGPD	14230000	53530000
Markermeer	Lelystad	b	LELSD	15350000	50300000
Maas	Borgharen	c	BORGHRBVN	17680000	31985000
Maas	Keizersveer	d	KEIZVR	12095000	41472000
Ketelmeer	Schokkerhaven	e	KETMDN	18067700	51210700
Wolderwijd	Horst	f	HORST	23310000	46355000
Eemmeer	Bunschoten	g	SPAKBG	15510000	47474000
Het IJ	CS, A'dam	h	AMSDM	12243200	48807000
Haringvliet	Haringvlietluis	i	HARVSS	6340000	42760000
Hollands Diep	Strijensas	j	BOVSS	9320000	41190000
Volkerak	Dintelsas	k	STEENBGN	7565000	40644000
Rijn	Lobith	l	LOBPTN	20350000	42975000
Lek	Culemborg	m	CULBBG	14330000	44145000
Twenthekanaal	Wiene	n	WIENE	24130000	47320000

In het voorjaar van 2006 zijn de bemonsteringen van de MWTL locaties gestart. Er is gevestigd zoals de afgelopen jaren. Met behulp van elektrische visserij zijn de alen gevangen langs de kanten van de waterlopen (met elektrische visserij kan er moeilijk op grotere diepte dan 1 meter gevestigd worden). Alen zitten graag in holtes tussen stenen dus vooral stenige kanten zijn afgevestigd. De gevestigde aal van (± 30 - ± 40 cm) werd direct na het uitsorteren in plastic zakken verpakt, op ijs vervoerd en vervolgens diepgevroren bewaard tot aan het tijdstip van verwerking. Hiertoe werden mengmonsters samengesteld die van elke vis een gelijke hoeveelheid filet bevatten.

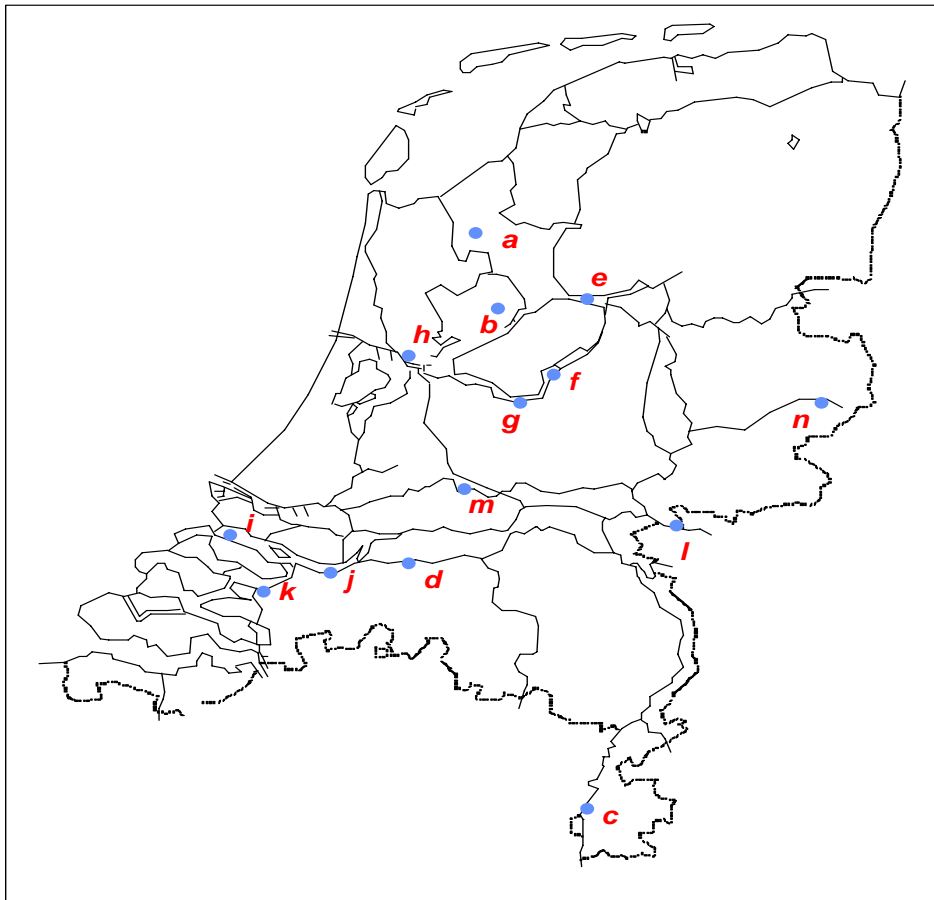
De visserij verliep voorspoedig op sommige locaties, op andere was het moeilijk of zelfs niet mogelijk om 25 alen van de gewenste lengte te vangen. Het minimum aantal bedroeg in 2006 6 alen in de locatie Maas Borgharen, waarvan er zich slechts 1 in de lengteklasse 30 – 40 cm bevond.

Ook op de locaties Wolderwijd (7 vissen), Rijn bij Lobith (16 vissen), Twenthekanaal (10 vissen) en het IJ Amsterdam (21 vissen), bleek ondanks een grote inspanning minder aal beschikbaar te zijn. De redenen hiervoor zijn divers: de aalstand is laag en op sommige locaties kan de aal zich op niet-bevisbare plaatsen bevinden.

3.2 Analysemethoden

Van de filets afkomstig van dezelfde zijde van de vis worden gelijke subgewichten, meestal 5 of 10 g, samengevoegd tot een mengmonster met een minimum van 125 g. Hiervan wordt een homogenaat gemaakt.

Uitzondering dit jaar is het monster afkomstig van de locatie Maas Borgharen, hetgeen slechts 6 alen betrof, waarvan grotere gelijke subgewichten genomen zijn om een minimum van 125 g te bereiken.



Figuur 1: Bemonsterde locaties in de Nederlandse rijkswateren: Legenda in tabel 1.

De productie van vishomogenaat vindt plaats met behulp van een Waring blender, waarin de filets worden fijn gemalen en gehomogeniseerd. Microverontreinigingen worden in dit homogenaat geanalyseerd op basis van natgewicht (= productbasis).

De volgende groepen van microverontreinigingen worden per monster gemeten:

Locatie:	Stofgroep:	Prioritaire stof:
Alle locaties	Zware metalen PCB's OCB's	Kwik CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180 HCB, QCB, HCB, OCS α -HCH, β -HCH, γ -HCH Dieldrin, DDE, DDD, DDT
Rijn bij Lobith Ketelmeer Hollands Diep Haringvliet	Toxische PCB's	CB126, CB169, CB77, CB105, CB156
Rijn bij Lobith Hollands Diep	Chloorbenzenen	1234-CBZ, 1235-CBZ, 1245-CBZ 123-CBZ, 124-CBZ, 135-CBZ, PCA

Voor de onzekerheden van de analytische methoden wordt verwezen naar het Kwaliteitshandboek van Wageningen IMARES.

3.2.1 Totaal kwik

Het totaal kwikgehalte werd bepaald door middel van flow injection analyse en vlamloze atoomabsorptie spectrometrie. De gebruikte apparatuur bestond uit een AS-90 autoinjector, een FIAS-200 flow injection systeem en een AAS-3100 spectrofotometer, alle van Perkin Elmer. De voorafgaande destructie van de monsters werd uitgevoerd in teflon vaatjes bij verhoogde temperatuur en druk in aanwezigheid van 10 ml 65% salpeterzuur (HNO₃) met behulp van een MARS 5 Microwave (CEM) monsterdestructiesysteem (Hoek-Nieuwenhuizen, 1999). De detectiegrens bedroeg 0,0036 mg/kg op productbasis.

3.2.2 Organische microverontreinigingen

Polychloorbifenylen en organochloorpesticiden werden geanalyseerd met behulp van gaschromatografie (HP 6890) met een ⁶³Ni-ECD (electron capture detector) en een dual kolom systeem met een CP (Chrompack) -Sil 19 CB kolom en een CP-Sil 8CD kolom (De Boer, 1988). De opwerking van de monsters vond plaats door middel van een soxhletextractie met dichloormethaan / n-pentaan (1:1) gedurende zes uur (Dao en Lohman, 2002). Na indampen van het soxhletextract bij 40°C werden de chloorverbindingen uit de lipidfractie geïsoleerd door een tweevoudige kolomchromatografische scheiding, eerst over een Al₂O₃ kolom en vervolgens fractionering op een SiO₂.3% H₂O kolom. Als interne standaard werd toegevoegd CB 112 (2,2,5,6,3'-penta CB). Tegelijk met elke serie monsters werd een intern referentiemonster geanalyseerd. Voor een aantal CBs en organochloorpesticiden werden de uitslagen van de analyses in een kwaliteitskaart opgenomen, waarmee de kwaliteit van elke monsterserie werd getoetst (Dao *et al.*, 1998).

Bij de analyse van CBs kunnen de congenere CB 138 en 163 slecht gescheiden worden, de CB 138 gehalten bestaan daardoor in feite voor ca. 25% uit CB 163 (de Boer en Dao, 1991).

De non-ortho chloorbifenylen werden op dezelfde wijze gedurende twaalf uur geëxtraheerd. Een deel van het vet werd hierna gedgeestueerd met geconcentreerd H₂SO₄. De isolatie geschiedde identiek aan die van de overige CBs waarna nog een verdere fractionering over een HPLC/PGC (porous graphitic carbon) kolom plaatsvond. De analyse geschiedde hier met behulp van GC/MS-NCI (negatieve chemische ionisatie) met als interne standaard CB 101.

Voor de bepaling van chloorbenzenen werd het soxhletextract bij kamertemperatuur (in plaats van bij 40°C) ingedampt, terwijl de gaschromatografische analyse bij een langzamer temperatuurprogramma plaatsvond.

Bij de bepaling van het vochtgehalte in de vismonsters werden deze gedurende 24 uur verhit bij 105°C en afgekoeld in een exsiccator. De vetgehalten van de monsters werden bepaald volgens de methode van Bligh en Dyer (B&D, 1959, de Boer, 1988, Dao, 1997).

De in eerste instantie op productbasis gevonden gehalten voor organische contaminanten zijn met behulp van het bijbehorende vetgehalte omgerekend op vetbasis.

3.3 Beoordelingscriteria

3.3.1 TCDD equivalenten

De hoge toxiciteit van gechloroerde dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen (PCDDs en PCDFs, vervolgens 'dioxines' genoemd) voor de mens heeft ertoe geleid dat ter bescherming van de volksgezondheid extreem lage aanvaardbare dagelijkse inname (ADI, Acceptable Daily Intake) waarden voor deze stoffen moesten worden vastgesteld. De meest toxische dioxine is 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (TCDD). Teneinde tevens het dioxine-achtige effect van PCB congenereën bij deze waarden te kunnen betrekken worden voor de diverse congenereën omrekeningsfactoren (TEF's) gebruikt (Van den Berg et al, 1998) waarmee hun toxiciteit kan worden uitgedrukt in TCDD equivalenten (TEQ). Deze toxiciteit equivalentie factoren (TEF's) worden voor de, in dit verband meest toxische isomeren, gegeven in bijlage 2.

Het gaat met name om de non-ortho gesubstitueerde congenereën PCB 77, 126 en 169 en de mono-ortho gesubstitueerde congenereën PCB 105, 118 en 156 (verder PCB-TEQ genoemd). Ondanks de relatief lagere TEF waarden is de bijdrage aan de totale som van TCDD equivalenten door mono-ortho CBs belangrijk door de relatief hoge concentraties van deze congenereën in het vetweefsel van rode aal. De overige geanalyseerde PCB congenereën dragen niet of nauwelijks bij aan het TCDD effect (de Boer *et al.*, 1993).

Indien de meest toxische CBs niet geanalyseerd zijn kunnen de PCB-TEQ's ook worden geschat uit de CB 153 gehalten ter plaatse (de Boer, 1995) volgens:

$$\text{PCB-TEQ (ng/kg product)} = 0.624 + 0.074 \text{ CB 153 } (\mu\text{g/kg product})$$

Door plaatselijke variaties in de onderlinge verhouding van de diverse PCB congenereën zijn deze schattingen minder betrouwbaar, maar geven ze wel een kwalitatief beeld van variaties tussen locaties onderling.

3.3.2 Normwaarden

Ten aanzien van de menselijke consumptie zijn voor een aantal microverontreinigingen de maximaal toegestane concentraties in visserijproducten vastgelegd krachtens de Warenwet (1992, 1984). In de Landbouw Advies Commissie (LAC) zijn voorts voor een aantal organochloorverbindingen conceptnormen voor visserijproducten opgesteld (LNV, 1988). Warenwetnormen en LAC-conceptnormen worden gehanteerd op productbasis en worden gegeven in bijlage 3. De LAC-conceptnormen zijn sinds 1988 niet aangepast.

Een benadering van de normstelling vanuit het milieu heeft geleid tot de formulering van grenswaarden voor het oppervlaktewater en sediment. Deze Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) niveaus geven de concentratie aan voor een stof waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten binnen een ecosysteem beschermd is. MTR's kunnen worden uitgedrukt als concentraties in water, bodem of lucht en organismen.

De van de MTR afgeleide normwaarden ten aanzien van het ecosysteem worden, omgerekend naar productbasis voor standaardvis met 10% droge stof of 5% vet, eveneens gegeven in bijlage 3.

Vanaf 4 november 2006 wordt de nieuwe dioxine- en dioxine-achtige PCB norm van de EU van kracht. TEQ dioxines mag 4 pg/g bedragen, de som van TEQ van dioxine-achtige PCBs mag 8 pg/g bedragen (totaal TEQ 12 pg/g). In dit rapport wordt alleen de PCB-TEQ berekend. Indien de dioxine-TEQ hieraan toegevoegd zou worden, zou de totaal-TEQ nog hoger worden (naar schatting 20%) (van Leeuwen et al., 2002).

Omdat er een redelijke correlatie bekend is tussen de gehalten van de indicator PCB153 en het totaal TEQ gehalte in Nederlandse aal is deze als bijlage 4 toegevoegd. Uit deze correlatie blijkt dat al bij 105 µg/kg PCB153 de limiet van 12 pg/g TEQ met een grote waarschijnlijkheid wordt overschreden.

3.4 Statistiek

Teneinde verschillen in ruimte en tijd tussen gevonden gehalten beter te kunnen interpreteren kunnen 95% betrouwbaarheidsintervallen worden gehanteerd. Dit is het traject waarbinnen 95% van de metingen (steekproefuitkomsten) ligt, de overige 5% zijn uitschieters. Een verschil tussen twee gehalten wordt wezenlijk (significant) genoemd indien de bijbehorende intervallen elkaar niet overlappen. De intervallen worden berekend volgens:

$$\text{Interval} = \text{gevonden gehalte} * (1.9 * \text{RSD}(\%)) / \text{SQRT}(N)$$

Hierin is RSD de standaardafwijking van het gehalte in de steekproef, uitgedrukt in %, N de steekproefgrootte en SQRT(N) de tweedemachtswortel van N. Het getal 1.9 behoort bij 2.5% oppervlak onder een normaalcurve. Omdat de RSD waarden onbekend zijn werden geschatte waarden gebruikt (de Boer en Hagel, 1994). Hierbij werd rekening gehouden met de lokale variaties in een aantal gehalten naast variatiegrootte en vetgehalte van de aal ter plaatse. De schattingswaarden bedragen voor IJsselmeer 30%, voor rivieren en delta's 60% en voor overige binnenwateren 50% van het gemiddelde gehalte. De homogeniteit van een ondiep meer als het IJsselmeer verklaart de lagere waarde voor de RSD in vergelijking met de waarden voor de overige oppervlaktewateren en de grote rivieren.

3.5 Kwaliteitscontrole

Wageningen IMARES is ISO 17025 (voorheen "STERLAB") geaccrediteerd (accreditatienr. L097) voor een groot aantal analyses, waaronder de analyses die in dit onderzoek worden verricht (PCB, non-ortho PCB, OCP, vet-, vocht- en kwikanalyses). Voor details betreffende de kwaliteit van de analysemethoden wordt verwezen naar het M&R Kwaliteitshandboek en naar de volgende interne standaard werkvoorschriften (ISW's):

ISW 2.10.3.001 "Bepaling van PCBs, OCPs en andere gehalogeneerde microverontreinigingen in vis",

ISW 2.10.3.002 "Bepaling van het totaal vetgehalte volgens Bligh and Dyer",

ISW 2.10.3.004 "Bepaling van het gehalte aan vlakke PCBs in vis en visserijproducten",

ISW 2.10.3.009 "Bepaling van kwik in vis" en

ISW 2.10.3.011 "Bepaling van vocht in vis"

Bij de in dit onderzoek gebruikte analysemethoden kunnen, gebaseerd op de lange termijn variantie, de volgende variatiecoëfficiënten optreden:

PCBs	10-20% (afhankelijk van de concentratie)
OCPs	10-25% (afhankelijk van de concentratie)
Metalen	10%
Totaal vet	5%
Vocht	3%

4. Resultaten

De resultaten van de analyses zijn gepresenteerd in tabellen. Indien een component in bepaalde monsters niet geanalyseerd is, is de betreffende cel in de tabel leeg gelaten. Een niet geslaagde analyse is aangegeven met "*n.b.*", gehalten die onder de detectiegrens liggen zijn aangegeven met "<...". Van enkele contaminanten (CBs 52 en 153, HCBd, Σ DDT en totaalkwik) is tevens op kaartjes de geografische verspreiding in de Nederlandse oppervlaktewateren weergegeven.

Tabellen en kaartjes zijn te vinden in de bijlagen achter in dit rapport volgens onderstaande lijst:

Bijlage 1	Biologische parameters aal, onderzoek 2006
Bijlage 2	TCDD equivalentiefactoren (TEF) voor toxische PCBs
Bijlage 3	Diverse gehanteerde normwaarden voor aal in $\mu\text{g}/\text{kg}$
Bijlage 4	Totaal TEQ in relatie tot PCB-153 in aal
Bijlage 5	Gehalten van droge stof, as, asvrijdrooggewicht, totaalkwik en vet op productbasis in 2006
Bijlage 6	PCB gehalten op productbasis en op vetbasis in 2006
Bijlage 7	Pesticidegehalten op productbasis in 2006
Bijlage 8	Pesticidegehalten op vetbasis in 2006
Bijlage 9	Totaalkwik-, CB 153- en pesticidegehalten in standaardvis in 2006
Bijlage 10	Chloorbenzeengehalten op productbasis in 2006
Bijlage 11	Mono- en non-ortho PCB gehalten op productbasis in 2006
Bijlage 12	PCB-TEQ's op productbasis 2006-2004
Bijlage 13 t/m 15	Trends meetlocaties 1992-2006
Bijlage 16	CB 153, geografische verspreiding in 2006
Bijlage 17	CB 52, geografische verspreiding in 2006
Bijlage 18	Totaalkwik, geografische verspreiding in 2006
Bijlage 19	HCBd, geografische verspreiding in 2006
Bijlage 20	OCS, geografische verspreiding in 2006
Bijlage 21	γ -HCH, geografische verspreiding in 2006
Bijlage 22	Σ DDT, geografische verspreiding in 2006

5. Discussie

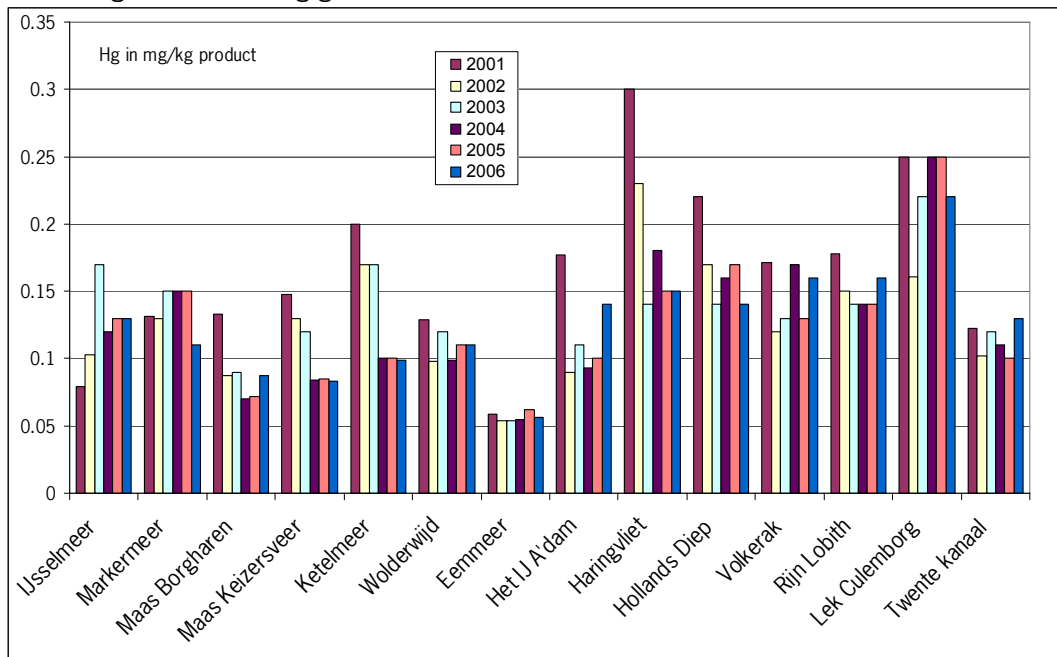
5.1 Algemeen

De gehalten aan contaminanten die in 2006 zijn gemeten worden vergeleken met de gehalten van het voorgaande jaar (2005) of met de voorafgaande periode van 1992 tot en met 2005. De data van de analyses die in voorgaande jaren zijn uitgevoerd in rode aal uit de Rijkswateren in het kader van het MWTL Monitoringprogramma staan vermeld in jaarlijkse rapportages, te beginnen met het RIVO rapport uit 1993 (Pieters, 1993).

Het vergelijken van locaties onderling en het vergelijken van gehalten aan organische contaminanten die in verschillende jaren zijn gemeten (trends), kan alleen worden gedaan indien de gehalten zijn berekend op basis van het vetgehalte. Gehalten van stoffen met een extreem lage wateroplosbaarheid in het oppervlaktewater, zoals PCBs en pesticiden, zijn namelijk gerelateerd aan interne concentraties van deze stoffen in het vet van aquatische organismen. Het kwikgehalte in aal afkomstig van de diverse locaties worden onderling vergeleken op productbasis.

5.2 Totaalkwik

Ten opzichte van 2005 zijn op bijna de helft van de locaties in 2006 de gehalten aan kwik in aal vrijwel gelijk gebleven. Bij Maas Borgharen, het IJ Amsterdam, het Volkerak, Rijn Lobith en het Twentekanaal werd een stijging geconstateerd. Bij het Markermeer, het Hollands Diep en Lek Culemborg werd een daling gemeten.



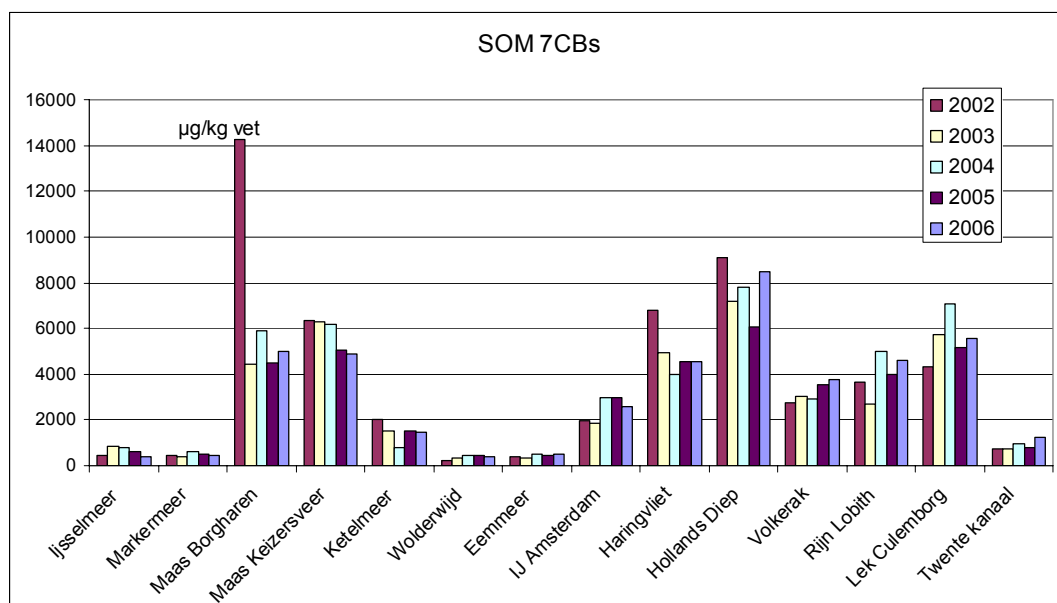
Figuur 2: Het kwikgehalte op productbasis in aal uit de rijkswateren in 2001-2006 (bijlage 5).

Het hoogste gehalte aan kwik wordt al jaren achtereen in aal uit de Lek bij Culemborg gevonden (figuur 2). Het laagste gehalte wordt ieder jaar in het Eemmeer gemeten. De stijgende trend in 2005 van het kwikgehalte in het IJsselmeer, Markermeer en in mindere mate het Wolderwijd wordt in 2006 niet doorgezet. In het IJ Amsterdam lijkt zich n.a.v. de waargenomen gehalten in de laatste drie jaar een stijgende trend in te zetten. De kwikverontreiniging in de Maas (Borgharen, Keizersveer) is beduidend lager dan in het Rijnstroomgebied.

In Bijlage 18 wordt de geografische verspreiding van kwikgehalten in Nederland getoond.

5.3 Polychloorbifenylen

Ten opzichte van 2005 is het PCB gehalte (som-PCB) in aal op de meeste locaties nauwelijks veranderd. Het PCB gehalte in het Hollands Diep is echter toegenomen. In de Maas bij Keizersveer lijkt een afnemende trend ingezet te worden. In het Ketelmeer is de daling van het PCB gehalte omgebogen in een relatief aanzienlijke stijging vanaf 2005. In het Volkerak wordt een stijgende trend geconstateerd.

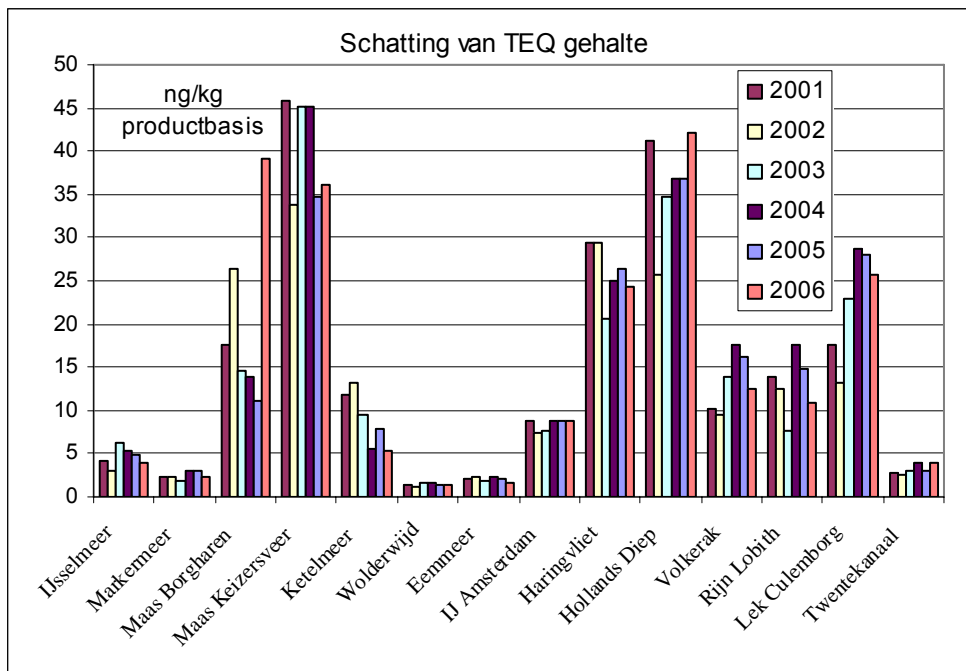


Figuur 3: Variaties in gehalte van Σ 7CBs in de rijkswateren in de periode 2002 - 2006.

Opmerkelijk en sterk afwijkend van de andere locaties, is het relatief hoge gehalte aan CB28 in rode aal uit het IJ te Amsterdam en de Maas bij Borgharen en aan CB52 in rode aal uit het Hollands Diep, de Lek bij Culemborg en uit de Maas bij Borgharen en Keizersveer (zie bijlage 6). Voor CB153 worden in 2006 de Warenwetnormwaarden bij de locaties Maas Borgharen en het Hollands Diep overschreden in tegenstelling tot in 2005, toen er geen overschrijdingen waren. In bijlage 16 en 17 zijn voor de congenen CB153 en CB52 de geografische verspreiding in Nederland weergegeven. De hoogste PCB gehalten werden in 2006 gevonden in het Hollands Diep, de Lek bij Culemborg, Haringvliet en in de Maas bij Borgharen en Keizersveer. Dit was in 2005 ook al het geval.

5.4 PCB-TEQ gehalten

De hoogste PCB-TEQ gehalten, geschat uit de CB153 gehalten op productbasis, zijn in 2006 gevonden in de Maas bij Borgharen (39 ng/kg) en Keizersveer (36 ng/kg), het Haringvliet (24 ng/kg), het Hollands Diep (42 ng/kg), en de Lek bij Culemborg (26 ng/kg), zie figuur 4 en bijlage 12. Op de meeste locaties is er sprake van een lichte daling van het geschatte PCB-TEQ gehalte, alleen in de Maas bij Borgharen heeft een opvallende significante stijging plaatsgevonden na de daling die ingezet werd in 2002 en in het Hollands Diep werd een lichte stijging geconstateerd, conform de gevonden stijging in de somPCB. Het hoge PCB-TEQ gehalte in de Maas bij Borgharen is hoogstwaarschijnlijk te wijten aan het feit dat er op deze locatie dit jaar alleen relatief grote vette aal gevangen kon worden.



Figuur 4: Schatting van TEQ gehalten op basis van CB153 in aal uit de rijkswateren over de afgelopen zes jaar.

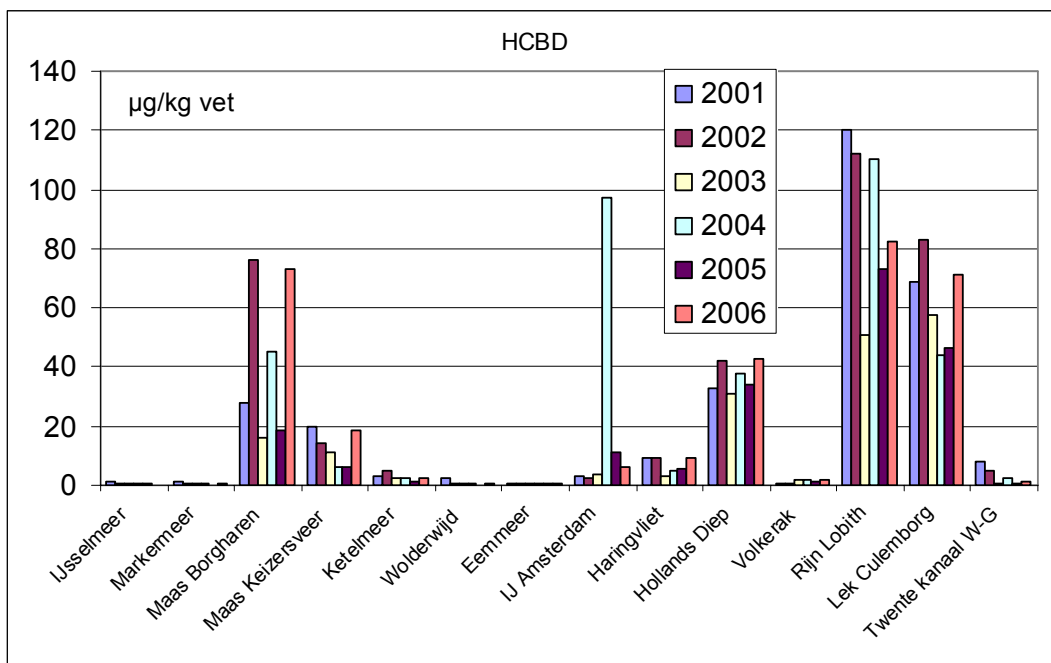
De berekende TEQ gehalten op basis van non-ortho en mono-ortho CBs (bijlage 12) in aal afkomstig van vier locaties laten in 2006 een daling zien voor de locaties Ketelmeer, Haringvliet en Rijn Lobith en een geringe stijging voor de locatie Hollands Diep t.o.v. vorig jaar. De hoogste uit metingen berekende waarde wordt nog steeds gevonden in het Hollands Diep (39.4 ng/kg). Hoewel afwijkingen van het geschatte gehalte ten opzichte van het gemeten gehalte aanzienlijk kunnen zijn, geven de geschatte data een goed kwalitatief beeld van de toxische PCB gehalten in de Nederlandse binnenwateren. De laagste TEQ gehalten worden al jaren lang gevonden in het Wolderwijd, het Eemmeer en het IJsselmeergebied. Ook het Twentekanaal had een zeer laag TEQ gehalte, evenals in voorgaande jaren.

5.5 Organochloorverbindingen en pesticidengehalten

5.5.1 HCB, QCB, HCB en OCS

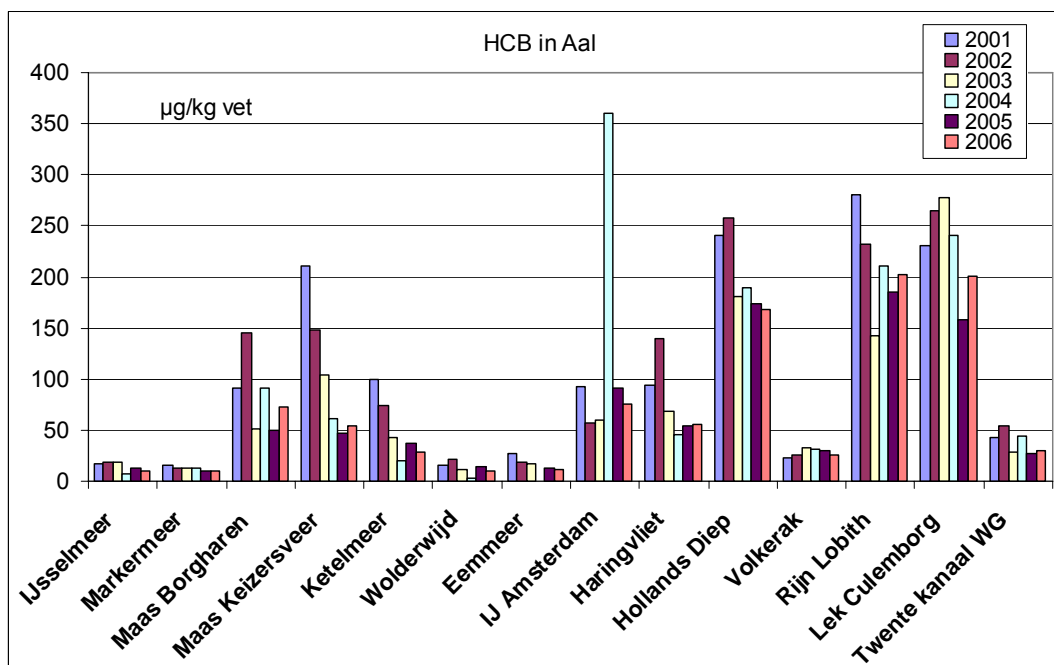
In bijlage 19 wordt de geografische verdeling van HCB over de Nederlandse wateren getoond en in figuur 5 de onderlinge verschillen tussen locaties over de afgelopen zes jaar. In 2006 werd voor HCB weer een relatief sterke stijging gemeten op vijf locaties (Maas Borgharen en Keizersveer, Hollands Diep, Rijn bij Lobith en Lek Culemborg).

Voor QCB (bijlage 8) werd op vier locaties in 2006 (Maas Borgharen, Haringvliet, Hollands Diep en Lek Culemborg) een duidelijke stijging gemeten en het gehalte in het IJ Amsterdam is op gelijk niveau met vorig jaar gebleven. Hoge gehalten aan QCB zijn gevonden in het IJ te Amsterdam en in de Rijn bij Lobith en de Lek bij Culemborg.



Figuur 5: Trend in de tijd van HCBD in aal over de periode 2001 - 2006.

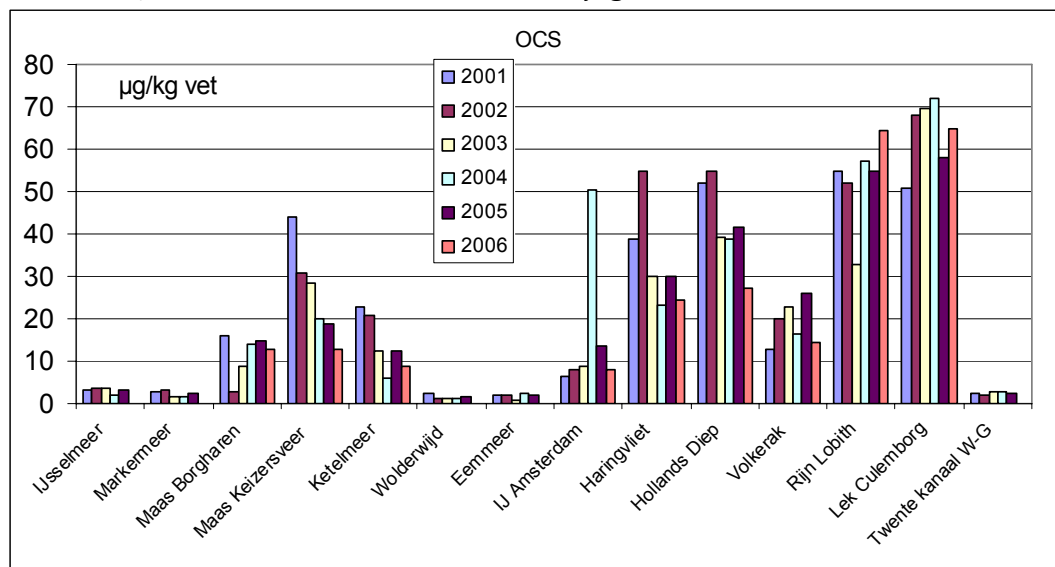
HCB daalde in 2006 ten opzichte van 2005 op vrijwel alle locaties, behalve in de Maas bij Borgharen en Keizersveer, de Rijn bij Lobith en de Lek bij Culemborg (zie figuur 6). Opmerkelijk is de drastische daling in het IJ in 2005 en 2006 voor HCBD, HCB en OCS na de piek in 2004. De piek wees in de richting van een lozing of de uitvoering van baggerwerkzaamheden op de betreffende locatie. In 2005 zijn baggerwerkzaamheden geconstateerd in het IJ, de concentraties zijn echter wel gedaald tot het niveau van voor 2004.



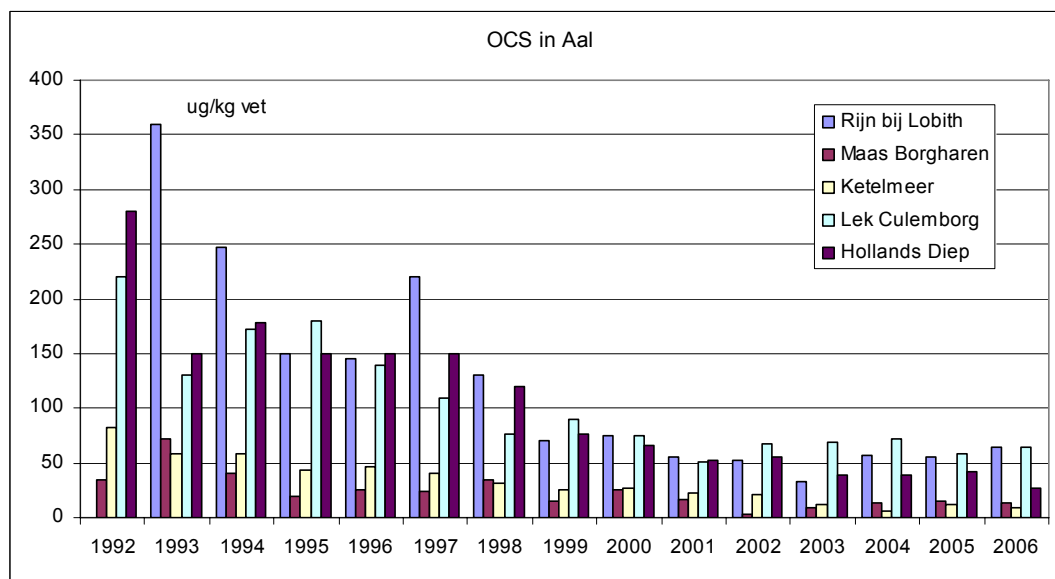
Figuur 6: HCB gehalten in aal over zes jaar (2001 – 2006, Bijlage 8).

In de grote rivieren komen in vergelijking met de overige locaties relatief hoge gehalten aan HCBD en HCB voor (zie figuur 5 en 6).

Het verschil in gehalte tussen Rijn- en Maasstroomgebied en de overige locaties is voor deze microverontreinigingen vrij groot. De meer of mindere invloed van het Rijnwater in een oppervlaktewater bepaalt sterk het gevonden gehalte aan HCB, HCB en QCB. Deze stoffen zijn duidelijk rivier (Rijn en in veel mindere mate Maas) gerelateerd. Dit geldt ook in sterke mate voor OCS (zie figuur 7): sterk lagere gehalten als de invloed van de Rijn afneemt, zoals in Markermeer, Eemmeer en het Twenthekanaal (zie bijlage 13 en 14).



Figuur 7: Het gehalte aan OCS in aal in de periode 2001-2006 (bijlagen 8).

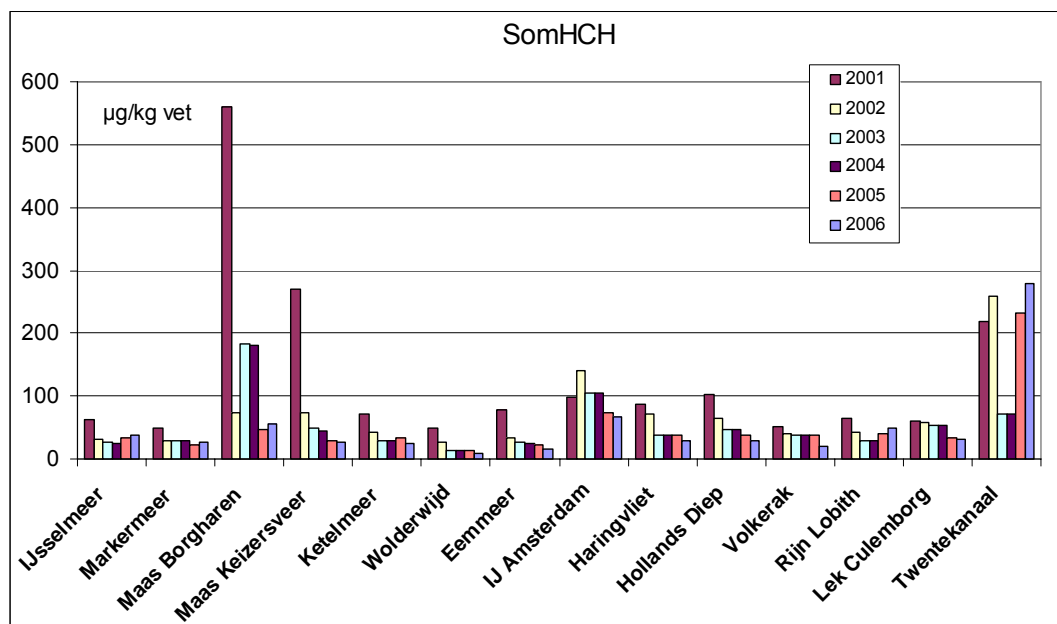


Figuur 8: Het gehalte aan OCS in aal uit de Rijn en de Maas in de periode 1992-2006 (bijlagen 8).

In figuur 8 is de trend voor OCS op een vijftal locaties weergegeven. Naast de sterk dalende trend in de 90-er jaren is ook het grote verschil tussen Maas en Rijn duidelijk zichtbaar, met lage gehalten in de Maas bij Borgharen.

5.5.2 HCHs

Uit figuur 9 is duidelijk te zien, dat de som-HCH de afgelopen jaren een dalende trend laat zien, die zich ook in 2006 op diverse locaties heeft doorgezet. Alleen in het Twenthekanaal is de SomHCH na een afname vanaf 2001 weer aanzienlijk gestegen sinds 2004 tot het niveau van daarvoor.



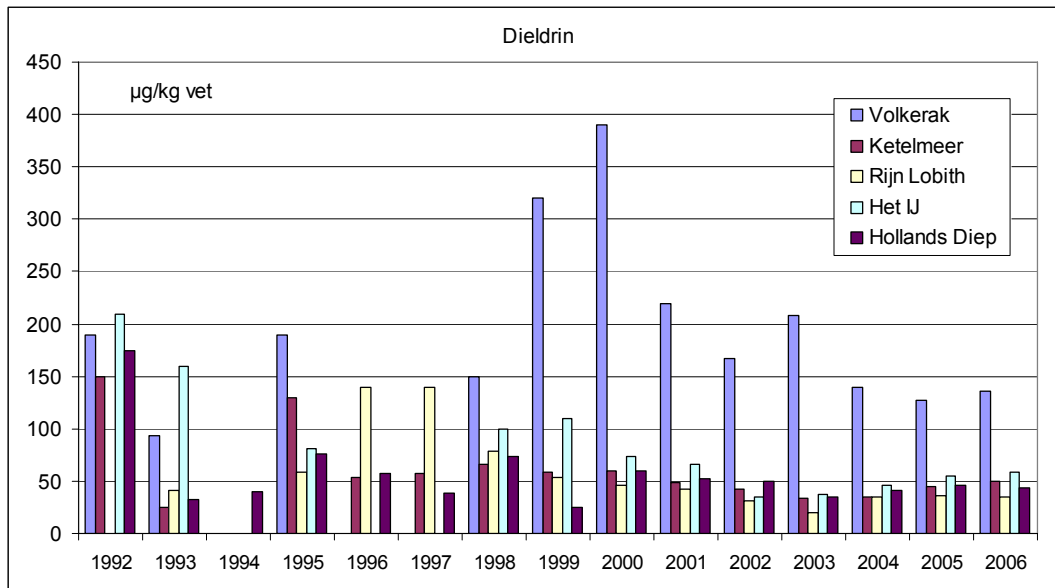
Figuur 9: Variaties in de gehalten aan som-HCH in aal uit de rijkswateren over een periode van zes jaar .

De hoogste gehalten aan α -HCH werden, zoals ook in voorgaande jaren, in Het IJ en het Twenthekanaal bij Wiene-Goor gevonden (Bijlage 8). Ook de gehalten aan β -HCH in Het IJ en het Twenthekanaal waren in 2006 de hoogste in de Nederlandse binnenwateren.

Hoge gehalten aan γ -HCH werden mede in stand gehouden door het gebruik van lindaan in de landbouw (Teunissen-Ordeman, 1995). Vanaf december 2000 is lindaan echter van de uitzonderingslijst pesticiden (die ondanks de bewezen negatieve effecten onmisbaar werden geacht voor bepaalde toepassingen in de landbouw) gehaald (Commission Decision 2000/801/EC). Dit betekent dat er uiterlijk tot in 2002 (18 maanden na besluitneming) lindaan gebruikt mocht worden in de landbouw. Inderdaad zijn de linaangehalten juist in de jaren 2001 en 2002 in veel wateren sterk gedaald. Een uitzondering vormt de Maas Borgharen, waar juist in 2001 een grote piek in het HCH gehalte werd waargenomen.

5.5.3 Dieldrin

In figuur 10 is de trend over de afgelopen vijftien jaar weergegeven voor aal uit het Volkerak, het Ketelmeer, de Rijn bij Lobith, het IJ en het Hollands Diep. Hieruit is de aanzienlijke toename en vervolgens de gestage afname van dieldrin in het Volkerak goed af te lezen. Het dieldringehalte in aal uit het Volkerak in 2006 blijft het hoogst gemeten gehalte in de onderzochte rijkswateren. In alle weergegeven locaties blijft het dieldrin gehalte ongeveer gelijk aan de twee voorgaande jaren (bijlage 8).

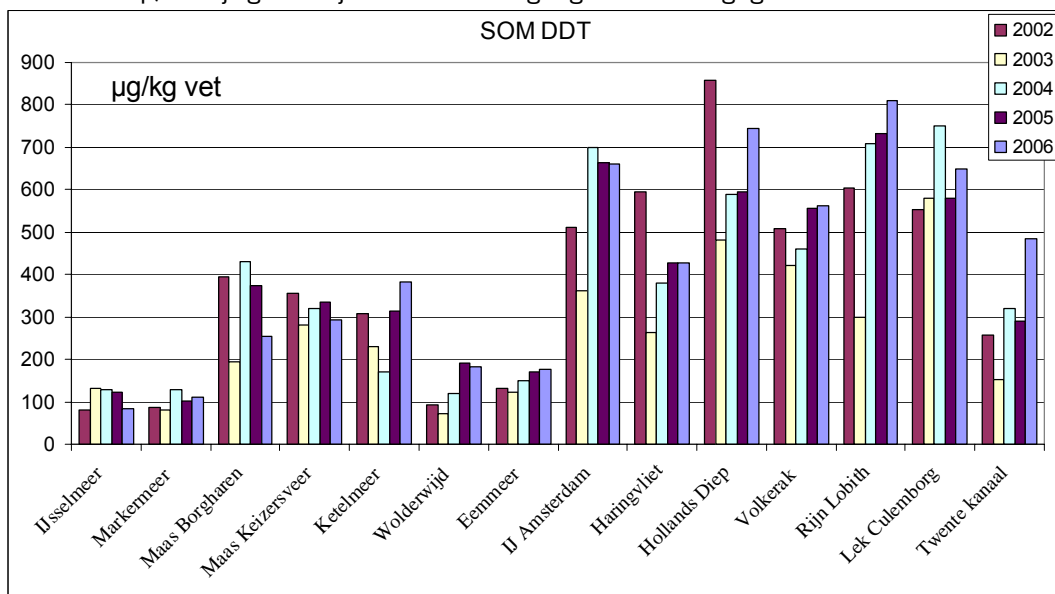


Figuur 10: Dieldringehalten in aal uit vijf locaties in de periode 1992-2006.

5.5.4 ΣDDT

De gehalten aan somDDT zijn in 2006 in het Ketelmeer duidelijk hoger in vergelijking met 2004 en 2005 (zie figuur 11). Ook in het Hollands Diep, Rijn Lobith en het Twenthekanaal was een stijging van het somDDT gehalte te constateren. Op de overige locaties waren de veranderingen slechts gering.

De hoogste gehalten ΣDDT werden gevonden in het Rijnstroomgebied (Lobith, de Lek en Hollands Diep). In bijlage 22 zijn de verschillen geografisch weergegeven.



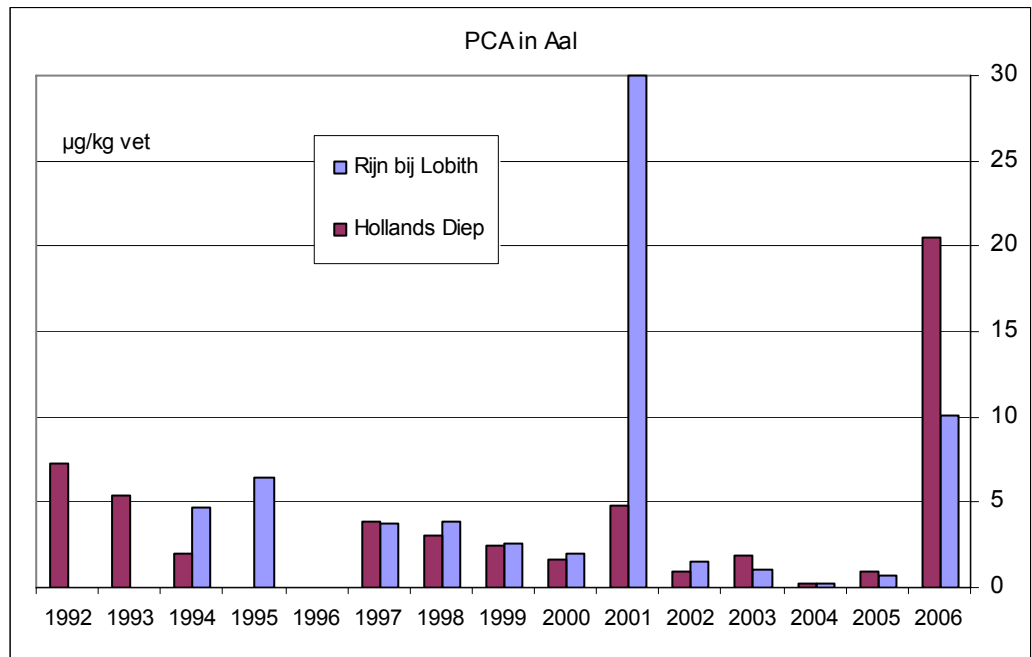
Figuur 11: Variaties in het gehalte ΣDDT in aal uit de rijkswateren over vijf jaar (bijlage 8).

5.5.5 Chloorbenzenen en pentachlooranisool

Op twee locaties worden jaarlijks in rode aal metingen verricht voor tri-, tetrachloorbenzenen en PCA, te weten de Rijn bij Lobith en het Hollands Diep. De chloorbenzeengehalten zijn erg laag en liggen bijna allemaal onder de detectiegrens (bijlage 10).

De gehalten aan pentachlooranisool liggen boven de detectiegrens. De gemeten waarden van 2006 laten een sterke stijging zien voor beide locaties (figuur 12).

De oorzaak van de hoge waarden in 2001 voor de Rijn bij Lobith en in 2006 voor beide locaties, is onbekend.



Figuur 12: Trend in de tijd van PCA in aal uit de Rijn bij Lobith en het Hollands Diep.

6. Trends in gehalten in de periode 1992-2006

In bijlagen 13 tot en met 15 zijn 95% betrouwbaarheidsintervallen gegeven, zoals berekend volgens de methode beschreven in §3.4. Een mogelijke benadering ter bepaling van significantie is de volgende: een gegeven verschil tussen twee gehalten wordt significant genoemd, indien de bijbehorende intervallen elkaar niet overlappen. Zo kunnen er ook significante verschillen zichtbaar worden over een reeks van drie, vier of meer jaren.

In de figuren 13 tot en met 22 zijn ter illustratie veranderingen in het gehalte van Σ 7CBs, HCB, γ -HCH, OCS, Dieldrin en Σ DDT weergegeven en het 95% betrouwbaarheidsinterval als boven- en ondergrens aangegeven.

Polychloorbifenylen – PCBs

IJsselmeer

In de perioden 92-94 en 96-98 zijn de gehalten van de meeste CB congenen significant gedaald.

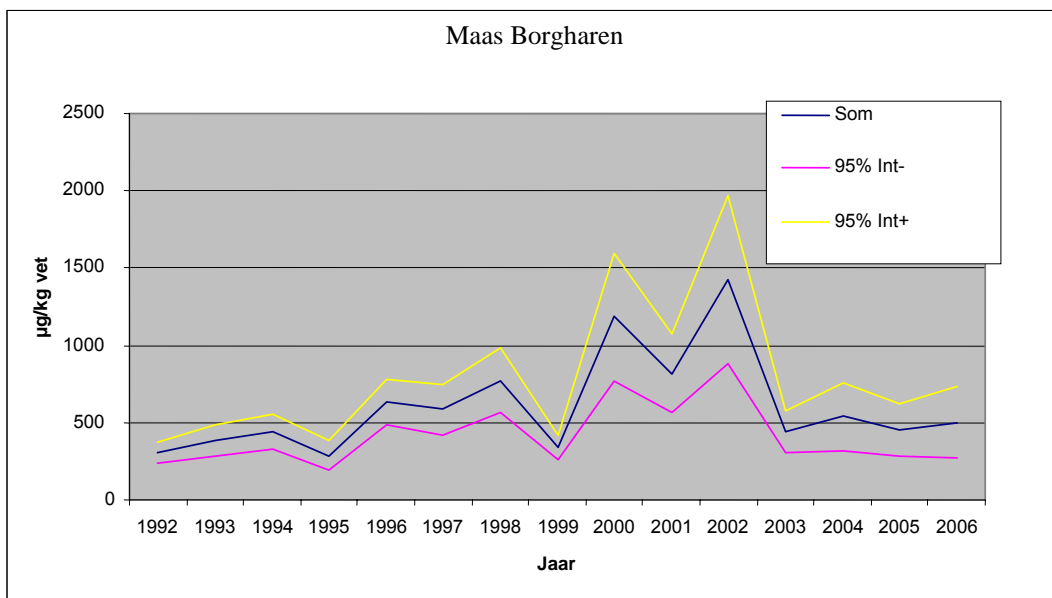


Figuur 13: Trend van Σ 7CBs in aal uit het IJsselmeer met weergave betrouwbaarheidsintervallen

Ook het gehalte van Σ 7CBs daalde in deze periode. In figuur 13 is het verloop van het gehalte Σ 7CBs getekend. Het 95% betrouwbaarheidsinterval is aangegeven als boven- en ondergrens. Tussen 1995 en 1996 vond een toename plaats. Na 1998 trad er een stagnatie op, waarbij de gehalten aan PCBs in 2002 weer op hetzelfde niveau waren als in 1998. In 2003 is een stijging van Σ 7CBs in het IJsselmeer te zien, de waarden dalen weer sindsdien en zijn in 2006 significant lager dan in 2003.

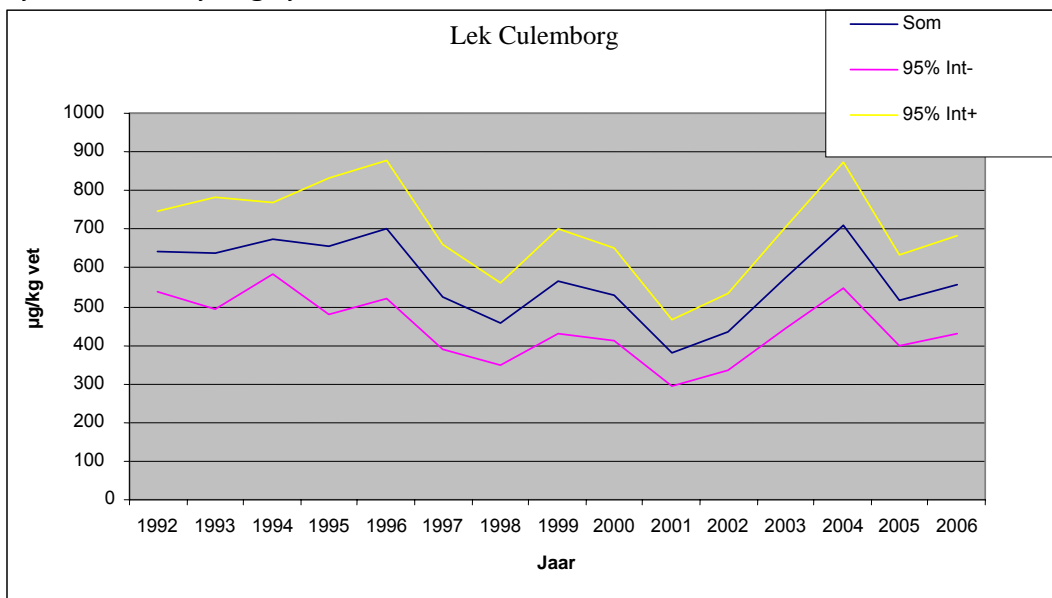
Maas bij Borgharen

Over de periode 1992 – 2006 heeft het PCB gehalte in de Maas bij Borgharen sterke fluctuaties te zien gegeven met voor sommige CB congenen significante toe- en afnamen.



Figuur 14: Trend van $\Sigma 7CBs$ in aal uit de Maas bij Borgharen met weergave 95% betrouwbaarheidsintervallen.

Per saldo is het PCB gehalte vanaf 1992 niet gedaald. Wel is het gehalte tussentijds sterk gestegen waarbij in 2002 de grootste toename zich voordeed (figuur 14). In 2003 duikt het PCB gehalte in aal uit de Maas bij Borgharen omlaag tot het niveau van voor 2000 en tot 2006 blijft het niveau vrijwel gelijk.



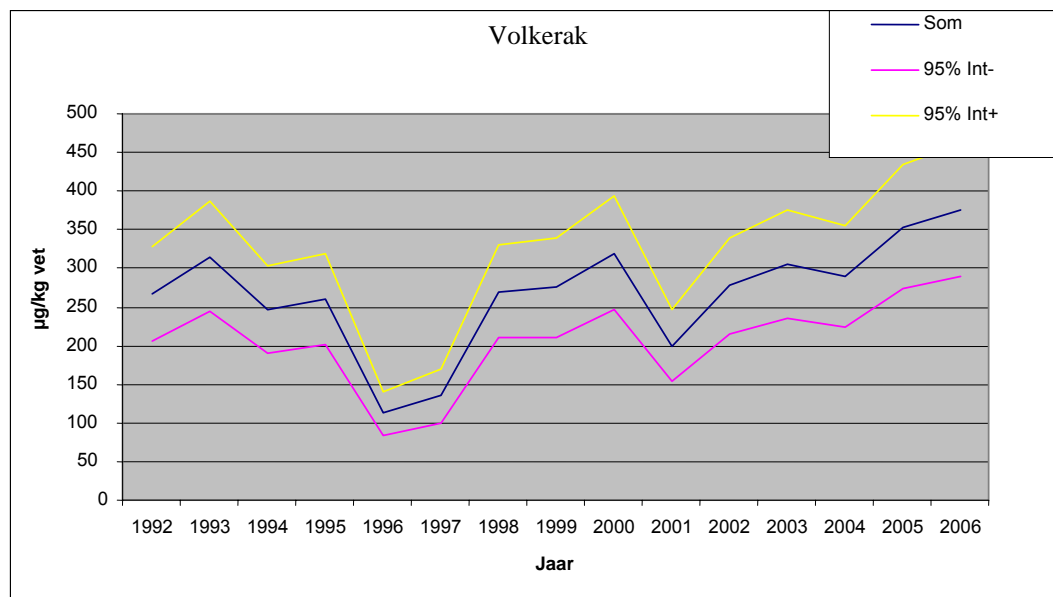
Figuur 15: Trend van $\Sigma 7CBs$ in de Lek bij Culemborg

Lek bij Culemborg

In de Lek bij Culemborg hebben zich voor de lager gechloroerde congenen significante dalingen voorgedaan tot 1998. Voor de overige congenen en $\Sigma 7\text{CBs}$ is geen significante afname in de 90-er jaren geconstateerd, behalve in de periode 1996 tot 1998, waarna weer een stijging volgde. Door de lichte stijging na 2001 is de langjarige trend naar beneden onderbroken (figuur 15). Door de daling in 2005 en de lichte stijging in 2006 is het gehalte van de $\Sigma 7\text{CBs}$ vrijwel gelijk gebleven vanaf 1992.

Volkerak

In het Volkerak nam het PCB gehalte significant af in de periode 1992-1996, waarna de PCB's echter tot aan 2000 weer significant zijn gestegen tot het niveau van 1993. Na de snelle daling in 2001 bevindt het gehalte PCB zich in 2006 op een significant hoger niveau dan in 1996/97 en in 2001.



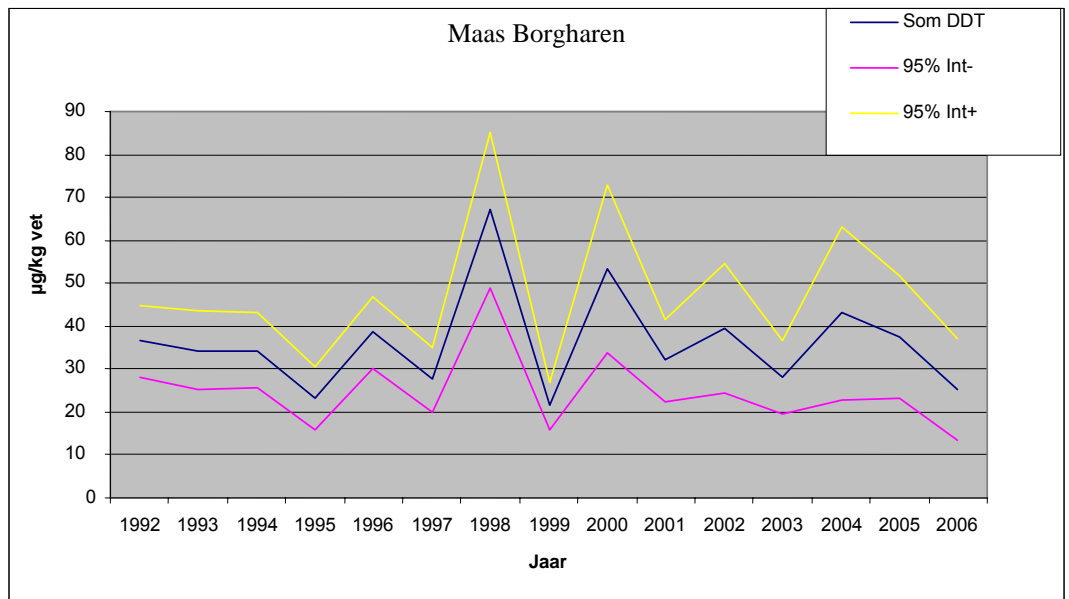
Figuur 16: Trend van $\Sigma 7\text{CBs}$ over de periode 1992 tot 2006 in het Volkerak

Organochloorpesticiden

SomDDT

Maas bij Borgharen

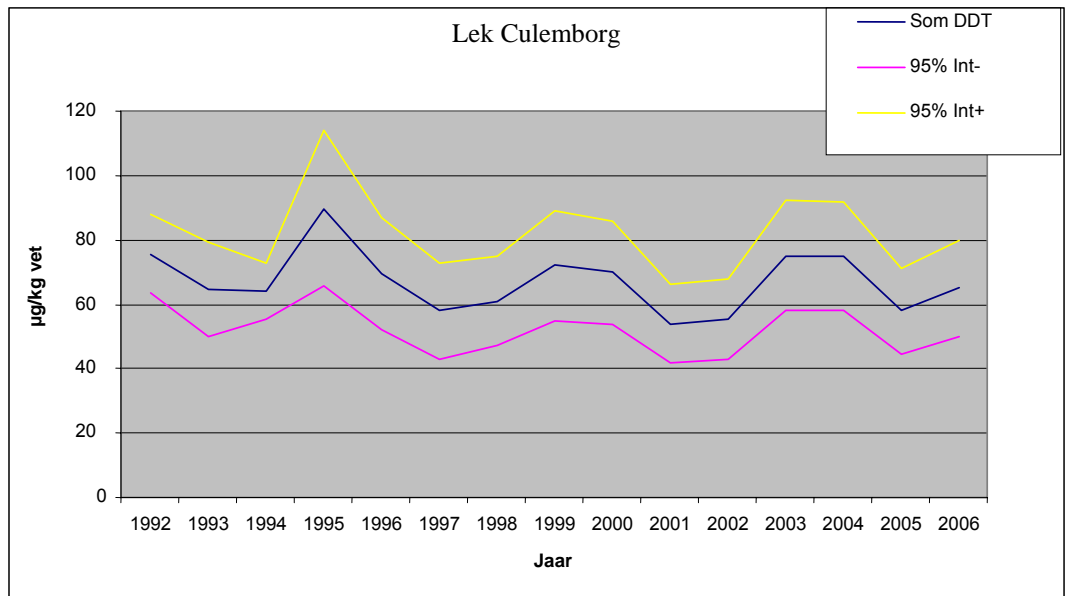
Het gehalte van de DDT groep (zie figuur 17) blijft, ondanks sterke fluctuaties, in de periode 1992-2006 op eenzelfde niveau.



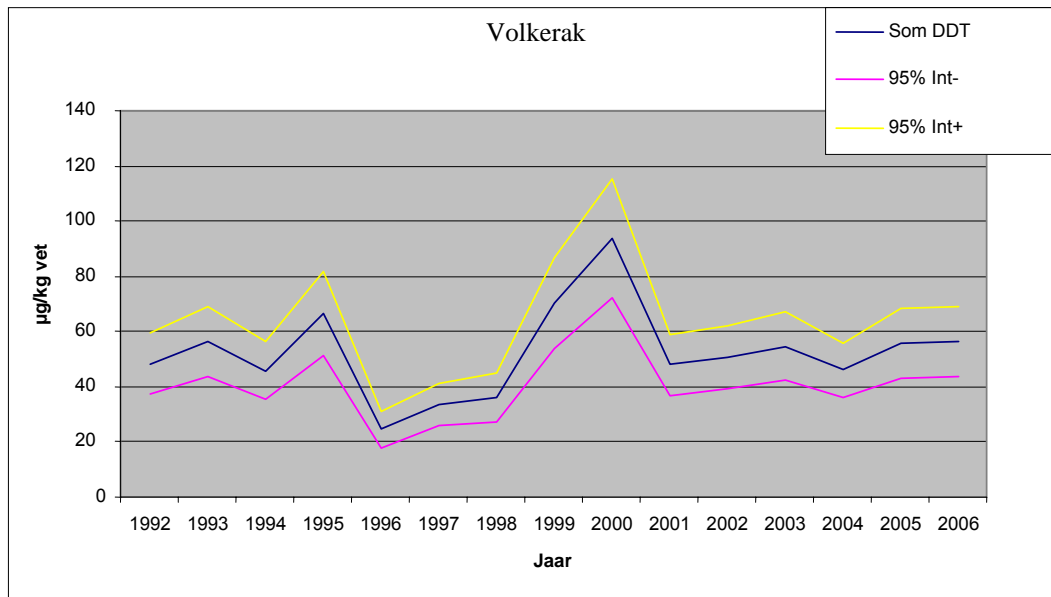
Figuur 17: Het verloop van Σ DDT in aal uit de Maas bij Borgharen over de periode 1992 tot 2006.

Lek bij Culemborg

Gedurende de periode 1992-2006 is de Σ DDT op vrijwel hetzelfde niveau gebleven (zie figuur 18).



Figuur 18: Het verloop van de SomDDT in de Lek bij Culemborg



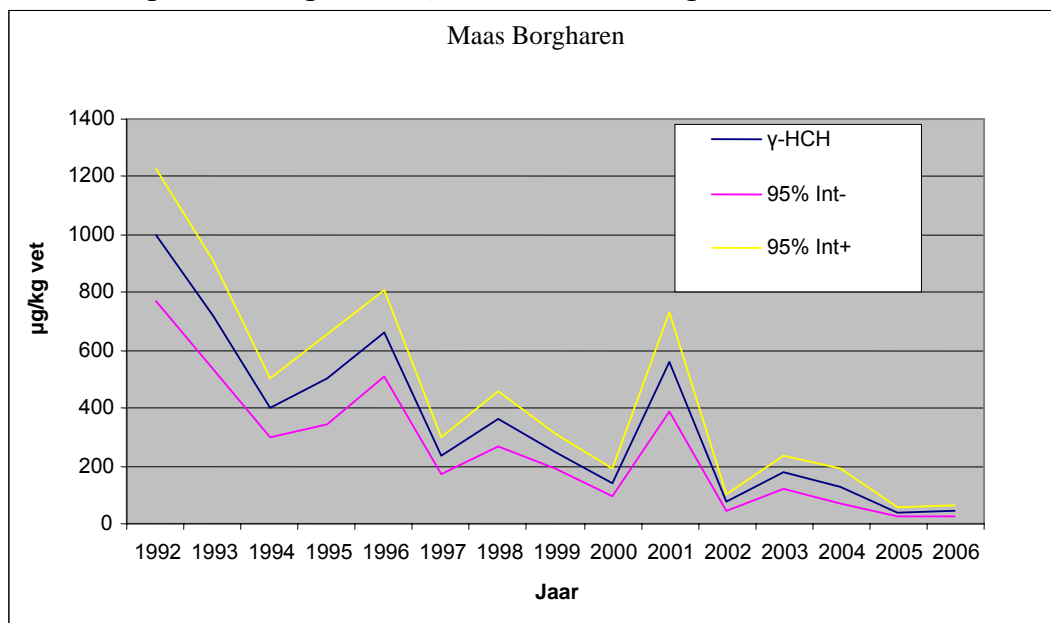
Figuur 19: Het verloop van Σ DDT in aal uit het Volkerak over de periode 1992 tot 2006.

Volkerak

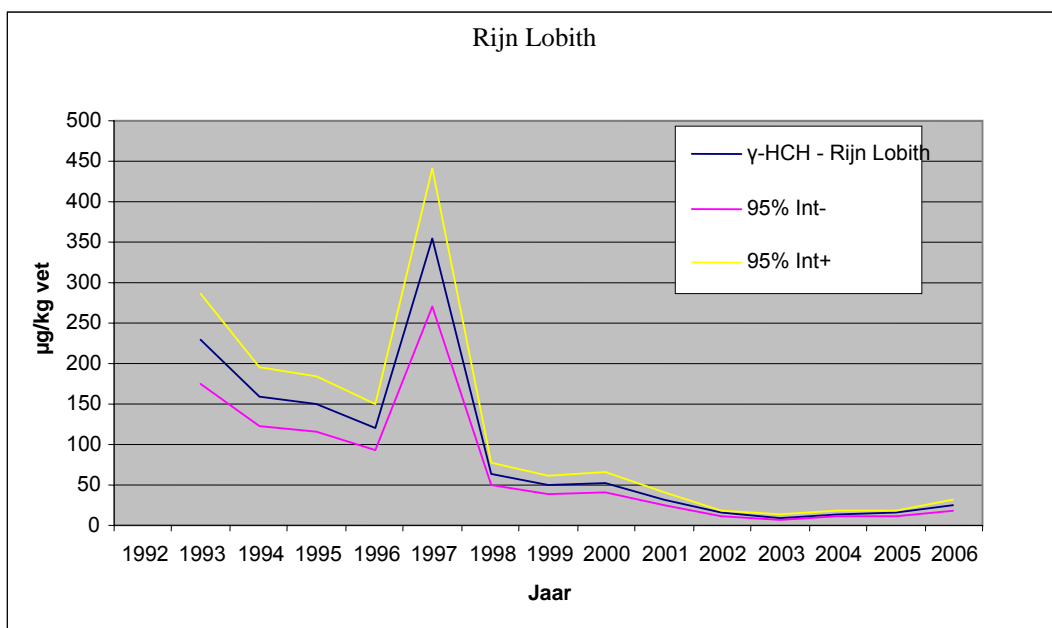
Vanaf 1992 daalde de DDT groep licht (DDE) tot matig (DDD), maar tussen 1998 en 2000 is een sterke significante toename (factor 2) opgetreden. In figuur 19 is het verloop van Σ DDT in het Volkerak weergegeven. De piekwaarde voor Σ DDT in 2000 was in 2001 echter weer sterk verminderd en stabiliseerde na 2002. Ook hier geldt dat er netto geen afname van somDDT is gemeten sinds 1992.

HCH groep

Alhoewel lindaan (γ -HCH) ook recentelijk in Nederland als bestrijdingsmiddel werd toegepast, zijn gehalten in rode aal het afgelopen decennium drastisch afgenomen (figuur 20 en 21). In het oogspringend is evenwel het grote verschil in de trends voor de Rijn en de Maas. In de Maas liggen de gehalten veel hoger en worden grote variaties van tot jaar gezien, terwijl in de Rijn de γ -HCH tot zeer lage niveaus afnam. Ook valt op dat in de periode 2000-2002 in de meeste wateren een grote afname gemeten is, waarna het niveau langzaam of niet verder daalde.



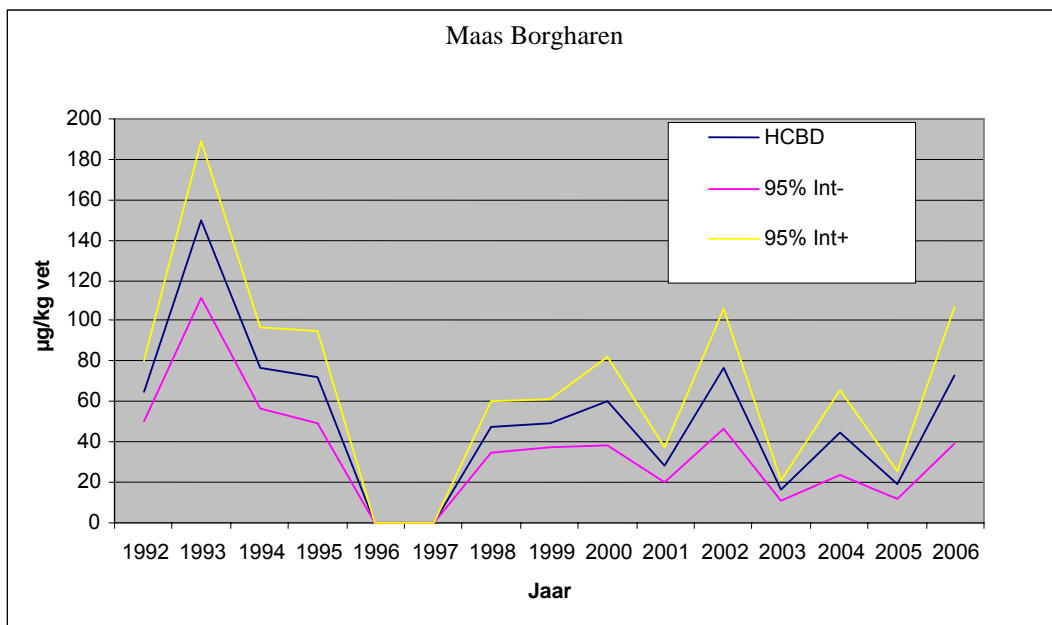
Figuur 20: Trends van lindaan (γ -HCH) in rode aal uit de Maas bij Borgharen over de periode 1992 tot en met 2006



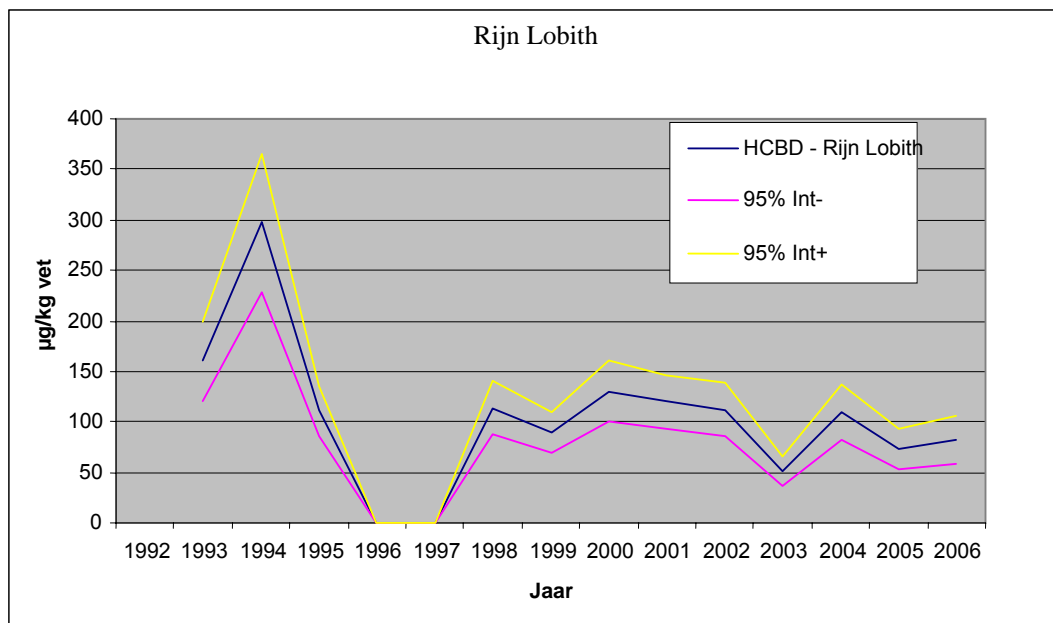
Figuur 21: Trends van lindaan (γ -HCH) in rode aal uit de Rijn bij Lobith over de periode 1992 tot en met 2006

HCBD en OCS

In de Rijn zijn de gehalten aan HCBD nog steeds hoger dan in de Maas (figuur 22 en 23), alhoewel het verschil gering is. In beide rivieren zijn grote variaties waargenomen, vanaf 1998 zijn de fluctuaties minder groot in beide rivieren dan daarvoor.

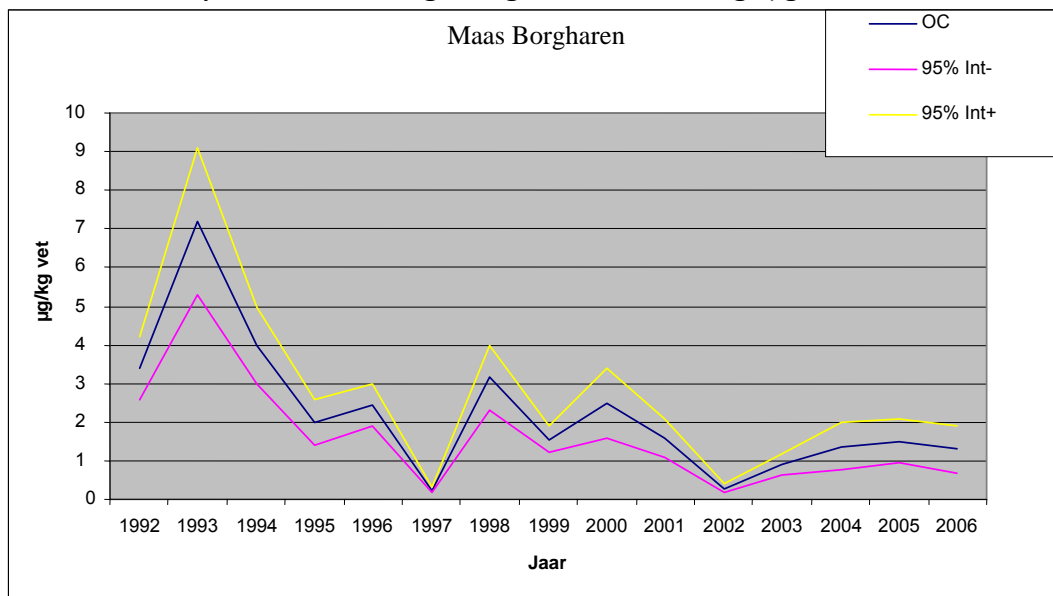


Figuur 22: Trends voor HCBD in aal over de periode 1992 – 2006 voor Maas Borgharen.

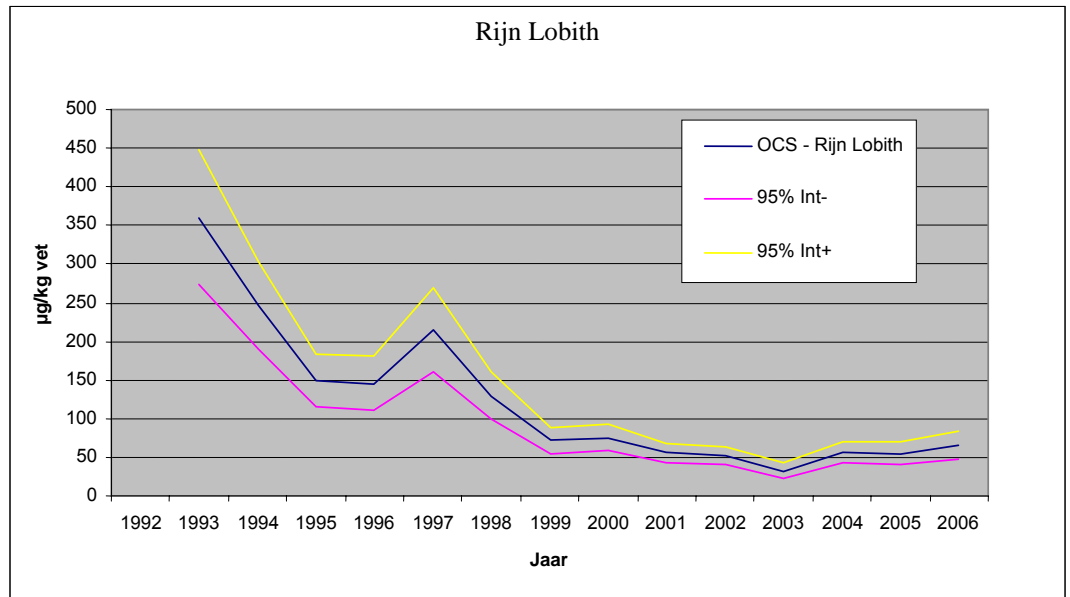


Figuur 23: Trends voor HCBD in aal over de periode 1992 – 2006 voor Rijn Lobith.

Ook voor OCS zijn de gehalten in de Maas aanzienlijk lager dan in de Rijn (figuur 24 en 25). Beide stoffen zijn industriële verontreinigingen, die in het verleden zeer hoge gehalten in de Rijn lieten zien, maar waarvan de gehalten in aal de laatste jaren richting detectiegrens gingen (in de Maas). In de Maas zijn de gehalten, na drie jaren van lichte stijging, weer terug op het niveau van 1999. In de Rijn is er sinds 1999 geen significante verbetering opgetreden.



Figuur 24: Trends voor OCS in aal over de periode 1992 – 2006 voor Maas Borgharen.



Figuur 25: Trends voor OCS in aal over de periode 1992 – 2006 voor Rijn Lobith.

7. Risicoanalyse

7.1 Kritische waarden voor hogere organismen in het aquatisch ecosysteem

In bijlage 9 zijn de relevante gehalten van microverontreinigingen, uitgedrukt op productbasis, herleid op 10% droge stof (voor kwik) of 5% vet (voor organische microverontreinigingen).

De MTR waarde voor totaalkwik, berekend op productbasis voor standaardvis met 10% droge stof, werd in aal van alle locaties, uitgezonderd het Eemmeer en de Maas bij Keizersveer en Borgharen, in ruime mate overschreden (zie ook bijlage 3).

De MTR waarde voor CB153, berekend op productbasis met 5% vet, werd in geen enkel geval overschreden.

Van de MTR waarden voor pesticiden, op dezelfde wijze berekend, werd de norm voor Σ DDT overschreden in aal uit de Rijn bij Lobith, de Lek bij Culemborg, het Hollands Diep, het Volkerak en het IJ A'dam.

Naast de MTR waarden (Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus) voor het ecosysteem kunnen ook kritische waarden afgeleid worden voor visetende hogere organismen: HC₅ waarden (bijlage 3), waarin het risico voor doorvergiftiging is meegenomen. De HC₅ waarde is de interne concentratie van prooidieren (rode aal), waarbij 5% van de soorten niet meer beschermd is. In Maas (2003) wordt uiteengezet op welke wijze de HC₅ waarden worden afgeleid.

Eveneens heeft Maas (2003) aangegeven hoe het totale risico van meerdere stoffen voor organismen berekend kan worden. Het risico in de watersystemen wordt voornamelijk veroorzaakt door Hg en PCBs. Hg bepaalt voor ca. 30 – 40% het risico in de grote rivieren, terwijl in de schonere watersystemen het risico tot 75% door Hg wordt veroorzaakt (Maas, 2003). PCBs dragen het meest bij in het risico in de grote rivieren (tot maximaal 70% in de Maas). HCB, DDE en DDD dragen samen nog 10 – 20% bij aan het totale risico.

In figuur 26 is het verloop van de mate van risico, berekend als het totale risico van de gemeten contaminanten, voor hogere visetende soorten vanaf 1992 weergegeven.

De gehalten van stoffen in vis liggen in de grote rivieren nog steeds op het niveau, waar matig tot ernstige risico's voor visetende hogere organismen kunnen optreden. Het Rijnstroomgebied heeft zich de afgelopen 14 jaar sterk verbeterd richting het niveau van matig risico. In de Maas vonden grote schommelingen in het risiconiveau plaats zonder merkbare verbetering. In het IJsselmeergebied heeft zich een duidelijke verbetering voorgedaan vanaf 1997. De gehalten in vis liggen daar op een niveau waarvan weinig risico op visetende hogere organismen meer te verwachten is.

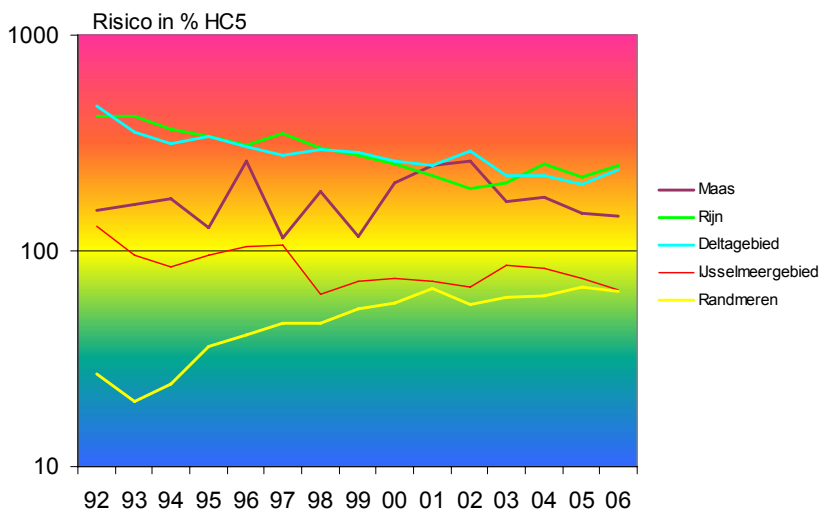


Fig. 26: Het risico voor visetende hogere organismen in de verschillende watersystemen weergegeven vanaf 1992. Blauw: gering, groen: weinig, geel: licht, en rood; matig tot ernstig risico niveau.

Ook in de Randmeren liggen de gehalten in rode aal op een niveau waardoor weinig risico voor visetende hogere organismen valt te verwachten. De gehalten in vis uit de Randmeren nemen echter wel geleidelijk toe en bevinden zich nu op het niveau van het IJsselmeer.

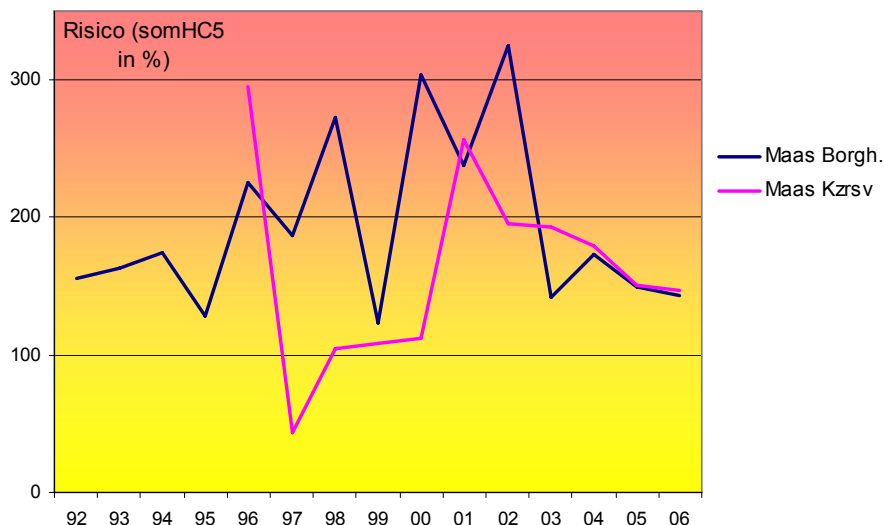


Fig. 27: Het risico voor visetende hogere organismen in het Maasstroomgebied vanaf 1992
Geel: licht en oranje: matig risico niveau.

Het risico is in de Maas bij Borgharen vanaf 1992 steeds groter geworden, maar na een sterke daling in 2003 lijkt het HC₅ risico in 2006 gestabiliseerd (fig. 27). Mogelijk staan deze grote veranderingen in relatie tot de fysische gesteldheid van de Maas (baggerwerkzaamheden in de Belgische Maas, grotere waterafvoer in voorjaar etc.). Grote schommelingen in het risico doen zich ook voor in de Maas bij Keizersveer, waarbij vanaf 1997 een sterke stijging wordt waargenomen. Ook in de Maas bij Keizersveer is de laatste 4 jaar sprake van een daling en stabilisering in het risico voor hogere organismen.



Fig. 28: Het risico voor visetende hogere organismen in het Rijnstroomgebied vanaf 1992
Geel: licht en rood; matig tot ernstig risico niveau.

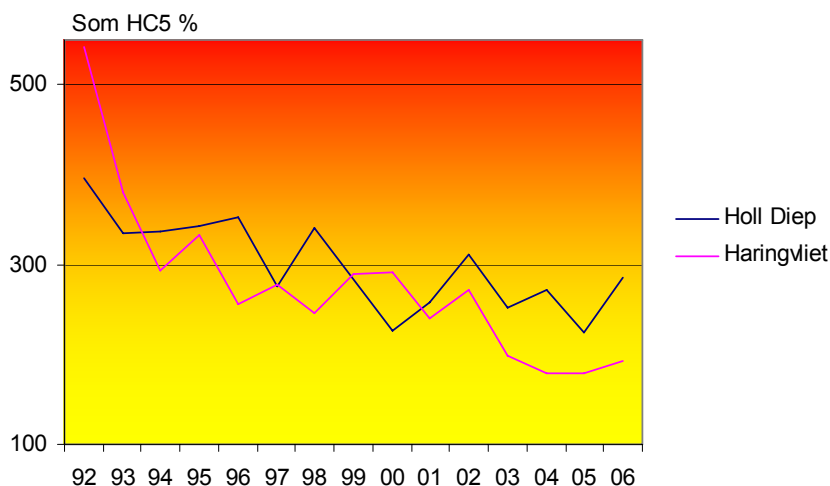


Fig. 29: Het risico voor visetende hogere organismen in het Deltagebied vanaf 1992
Geel: licht en rood; matig tot ernstig risico niveau.

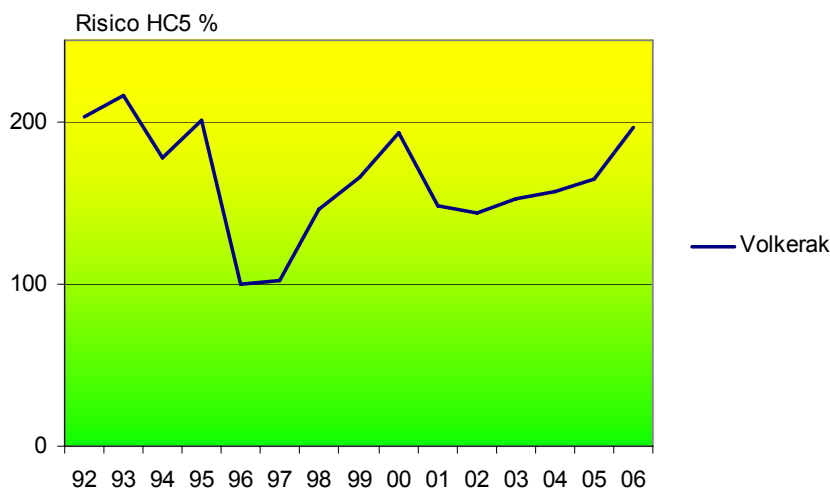


Fig. 30: Het risico voor visetende hogere organismen in het Volkerak vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

In het Rijnstroomgebied, zowel bij Lobith als in de Lek bij Culemborg, is het totale risico % voor doorvergiftiging in de negentiger jaren drastisch afgenomen tot het licht risico niveau voor visetende hogere organismen (fig. 28).

In het Hollands Diep en het Haringvliet (fig. 29) heeft vanaf 1992 een gestage daling plaatsgevonden tot licht risico niveau.

In het Volkerak (fig. 30) is vanaf 1992 een daling te zien tot het HC₅ niveau (gemiddeld 100%), waarna na 1997 een stijging plaatsvindt richting het licht risiconiveau. Deze stijging werd veroorzaakt door de stoffen kwik, CB153, DDE, DDD en Dieldrin. Na het dal van 2002 is er nu weer sprake van een aanzienlijke stijging.

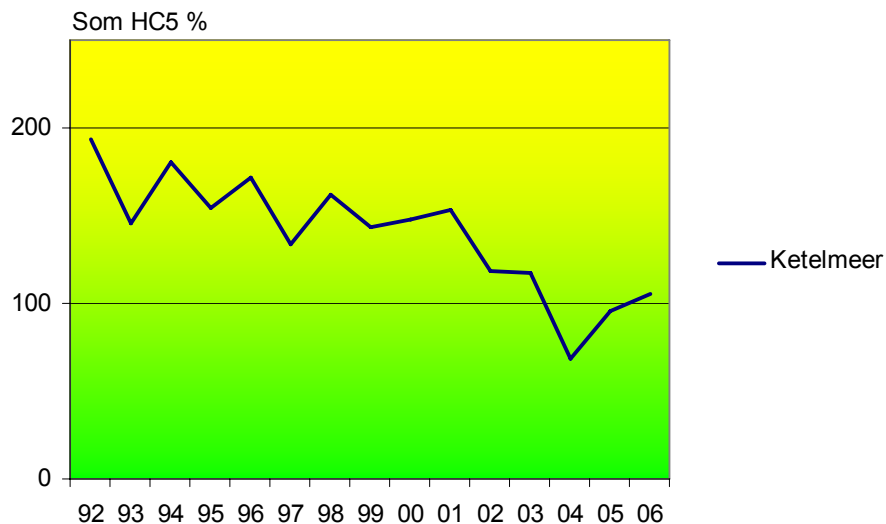


Fig. 31: Het risico voor visetende hogere organismen in het Ketelmeer vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

In het Ketelmeer vond vanaf 1992 een langzame daling plaats (fig. 31) in het risico niveau voor visetende hogere organismen richting weinig risico niveau. Het niveau bevond zich in 2003 rond het HC₅ niveau en dook in 2004 verder omlaag naar minder risico, een opmerkelijke daling sinds 2001. Deze daling in 2004 stond waarschijnlijk in relatie tot baggerwerkzaamheden, waarbij de vervuilde sedimentlaag in het Ketelmeer werd opgeslagen in het Keteloog, een opslagdepot in het midden van het Ketelmeer. Vanaf 2004 vindt er echter weer een stijging plaats en is het risico verhoogd door een toename in Hg, PCB153 en ppDDE gehalten.

Het risico voor visetende hogere organismen heeft in het IJsselmeergebied het niveau van weinig risico bereikt (fig. 32). Vanaf 2001 was in het IJsselmeer echter een stijging te zien richting het HC₅ niveau, veroorzaakt door een toename in het kwikgehalte in rode aal. In het Markermeer blijft het risico % de laatste jaren op hetzelfde niveau.

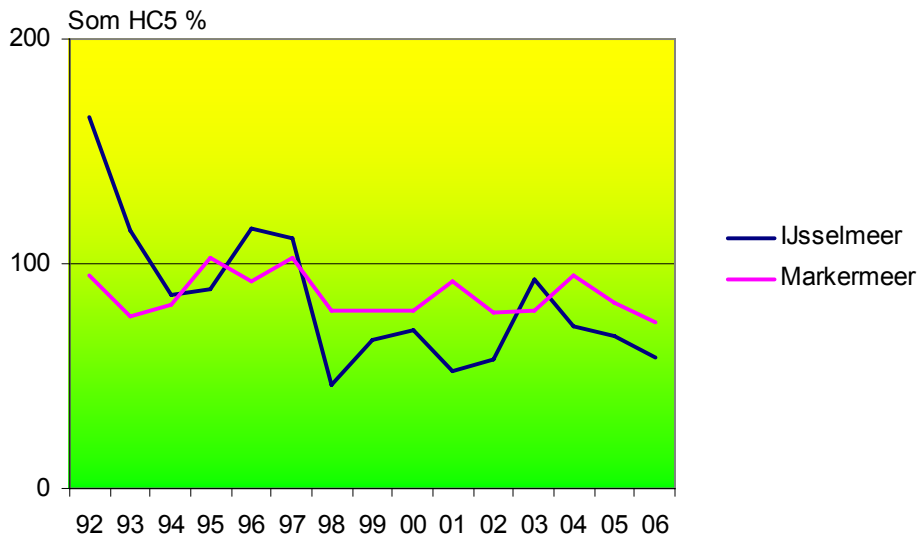


Fig. 32: Het risico voor visetende hogere organismen in het IJsselmeergebied vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

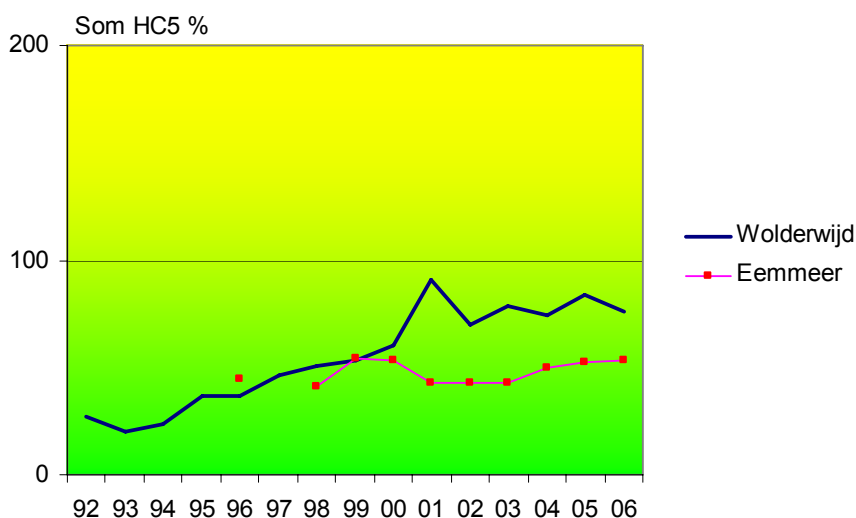


Fig. 33: Het risico voor visetende hogere organismen in de Randmeren vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

In de Randmeren bevinden de gehalten in rode aal zich op het weinig risico niveau voor visetende hogere organismen (fig. 33). In het Wolderwijd, echter, valt sinds 1992 een gestage toename waar te nemen, voornamelijk veroorzaakt door Hg. Sinds 1992 is het kwikgehalte in rode aal in het Wolderwijd met een factor 5 toegenomen. In het Eemmeer blijft het risico niveau constant.

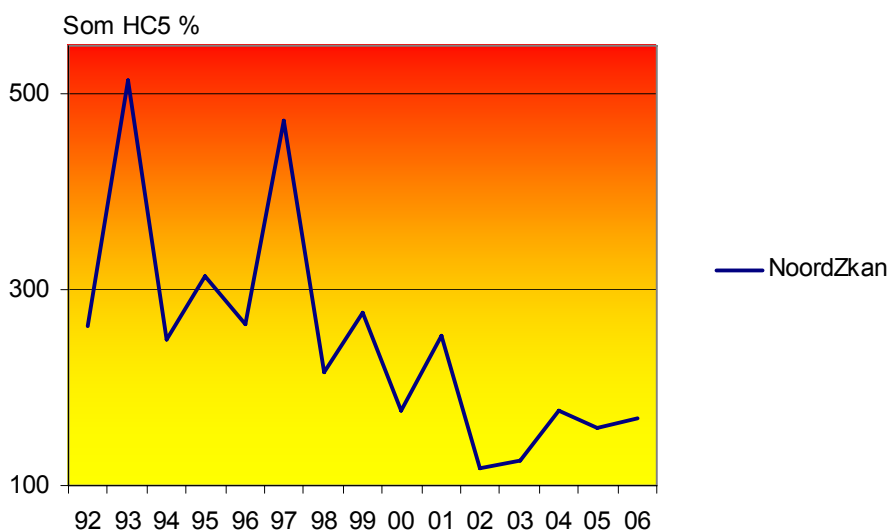


Fig. 34: Het risico voor visetende hogere organismen in het Noordzeekanaal vanaf 1992
Geel: licht en rood: matig tot ernstig risico niveau.

In het Noordzeekanaal bevond het risico voor visetende hogere organismen zich vóór 1997 in het ernstig tot matig niveau (fig. 34). Na 1997 vindt een snelle daling plaats tot in het licht risico gebied. Het berekende risico % daalde in deze periode met een factor 4. Specifieke stoffen spelen in het Noordzeekanaal een belangrijke rol, zoals CB28, γ -HCH, DDD en QCB, waarvan de gehalten in aal uit het Noordzeekanaal in het afgelopen decennium hoge niveaus hebben gehaald. Voor de daling in het risiconiveau zijn echter andere stoffen verantwoordelijk, namelijk Hg, HCB, CB153, DDE en DDD. Vanaf 2002 is echter weer een stijgende trend waarneembaar.

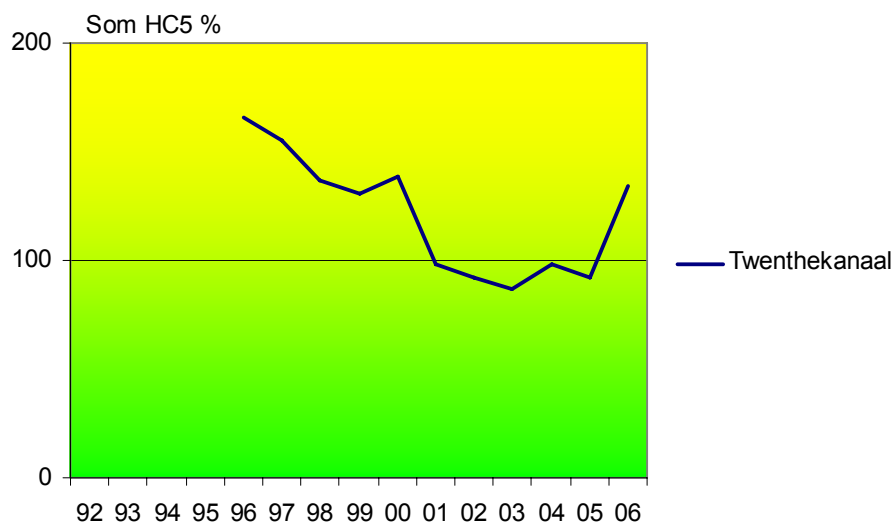


Fig. 35: Het risico voor visetende hogere organismen in het Twenthekanaal vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risiconiveau.

Het risico voor visetende hogere organismen in het Twenthekanaal is licht tot weinig en bevond zich in 2001-2005 onder het gemiddeld HC₅ niveau (fig. 35). Stoffen die de grootste bijdrage leveren aan het risico (Hg, β -HCH, DDE, CB153 en HCB) zijn sinds 1997 aanzienlijk gedaald. In 2006 steeg het niveau weer tot licht risico, met name door de toename in risico voor kwik.

7.2 Humane consumptie

De gehalten aan totaal kwik bleven in de aal van alle locaties ruim beneden de Warenwetnorm (bijlage 3 en 5). De Warenwetnormen voor PCB congenere (op productbasis) werden voor CB153 dit jaar voor de locaties Maas Borgharen en Hollands Diep overschreden (bijlage 6).

Uit de berekende waarden in Bijlage 12 blijkt dat op veel locaties de aal niet voldoet aan de Europese normen voor dioxine en dioxineachtige TEQs, omdat het PCB-TEQ gehalte boven de toegestane norm van 8 pg totaal TEQ/g product uitkomt. Wanneer ook de dioxine-TEQ hier aan toegevoegd zou worden wordt de resulterende totaal-TEQ ongeveer 20 % hoger. Bij een hoge aalconsumptie (risicogroepen) kan enig effect op de consument niet worden uitgesloten.

De LAC conceptnormen (zie § 3.3.2 en bijlage 3) voor HCB, de HCH groep en de DDT groep werden op geen enkele locatie in aal overschreden (bijlage 9).

8. Conclusies

Directies IJsselmeergebied en Noord-Holland: locaties a, b, e, f, g, h

In 2006 vindt in het IJsselmeer een afname of stabilisering van alle gemeten microverontreinigingen plaats, behalve voor α -HCH hetgeen een sterke toename vertoont. Voor kwik blijft het gehalte in 2006 gelijk aan dat van vorig jaar.

Voor het Markermeer geldt nagenoeg hetzelfde: de meeste microverontreinigingen blijven nagenoeg gelijk op een lichte stijging van α -HCH en een behoorlijke daling van β -HCH na. Het kwikgehalte is hier echter wel gedaald t.o.v. de afgelopen drie jaren waarin het gehalte op hetzelfde niveau gebleven was.

Het risico voor visetende hogere organismen is in het IJsselmeergebied matig tot licht gebleven.

Het Ketelmeer vertoont de laatste zes jaren weinig schommelingen in de concentraties aan microverontreinigingen, er was echter wel een tijdelijke verlaging in 2004 voor de PCB's en de meeste pesticiden. De daling voor de pesticiden in 2004 wordt in 2005 en 2006 echter weer teniet gedaan. Het kwikgehalte in het Ketelmeer is in 2006 nagenoeg gelijk gebleven aan de twee voorgaande jaren.

Er is in het Ketelmeer weinig risico voor visetende hogere organismen. Na een daling vanaf 2002 tot 2004 van het risico tot onder het HC_5 niveau, vindt er in 2005 en 2006 weer een stijging plaats.

De concentratie aan organische microverontreinigingen bevindt zich in de locaties Wolderwijd en Eemmeer op een laag niveau ten opzichte van de overige gemeten locaties.

Het kwikgehalte in de Randmeren is de laatste zes jaren vrijwel op hetzelfde niveau gebleven en is in het Eemmeer al jaren het laagst van alle gemeten locaties.

Er is in de Randmeren dan ook weinig risico voor visetende hogere organismen.

Het gehalte aan organische microverontreinigingen in het IJ Amsterdam is de laatste drie jaren nagenoeg stabiel op een piek in 2004 na voor HCB, HCB en OCS. Het CB-28 gehalte op deze locatie is hoog in vergelijking tot de overige gemeten locaties.

Het kwikgehalte in het IJ Amsterdam is in 2006 gestegen t.o.v. de voorgaande vier jaren.

Er is in het IJ Amsterdam gedurende de afgelopen zes jaar licht risico voor visetende hogere organismen.

Directie Oost-Nederland: locaties l en n

De gehalten aan organische microverontreinigingen in de Rijn bij Lobith vertonen weinig fluctuaties. Het PCA-gehalte is echter t.o.v. de afgelopen vier jaar met ongeveer een factor tien toegenomen. De Σ DDT is in 2006 het hoogst voor de Rijn bij Lobith, dit was in 2005 ook al het geval. Het kwikgehalte in de Rijn bij Lobith vertoont de laatste vijf jaren weinig schommelingen.

In het Rijngebied is het risico voor visetende hogere organismen al vijftien jaar lang matig tot ernstig en loopt gedurende deze hele periode nagenoeg parallel aan het risico voor visetende hogere organismen in het Deltagebied.

De gehalten aan PCB's en organochloorverbindingen zijn in de lokatie Twenthekanaal bij Wiene -Goor over het algemeen vrij laag. Daarentegen is de Σ HCH op deze locatie al gedurende twee jaar verreweg het hoogst in vergelijking tot de rest van de gemeten locaties en is de Σ DDT op deze locatie gemiddeld met een significante stijging in 2006.

Het kwikgehalte is gedurende de laatste zes jaar vrijwel gelijk gebleven op deze locatie, met een lichte stijging in 2006.

In het Twenthekanaal is niveau van het risico voor visetende hogere organismen in 2006 gestegen tot licht risico.

Directie Limburg: locatie c

Voor de locatie Maas Borgharen geldt dat de Σ PCB's op vetbasis dit jaar nauwelijks is toegenomen, in tegenstelling tot de schatting van het PCB-TEQ gehalte op productbasis, hetgeen dit jaar ruim verdrievoudigd is t.o.v. vorig jaar. De Warenwetnorm voor CB-153

(500 μ g/kg op productbasis) werd dan ook dit jaar overschreden voor deze locatie. Dit is te wijten aan het feit dat er dit jaar op deze locatie relatief grote vette aal gevangen is (vetgehalte

drie keer zo hoog als in 2004 en 2005). De organochloorverbindingen vertoonden dit jaar geen significante verschillen met vorig jaar, behalve het gehalte aan HCBd hetgeen dit jaar aanzienlijk gestegen is. Het gehalte aan pesticiden is dit jaar gedaald t.o.v. vorig jaar. Het kwikgehalte in de locatie Maas Borgharen is dit jaar licht gestegen t.o.v. vorig jaar.

Directie Zuid-Holland: locatie d, i, j, m

Voor de locatie Maas Keizersveer geldt dat de meeste microverontreinigingen weinig verschillen vertonen met vorig jaar, behalve voor HCBd hetgeen ook voor deze locatie in de Maas een aanzienlijke stijging vertoont. Opvallend is dat het PCB-TEQ-gehalte op productbasis geschat uit CB-153 voor de locaties Maas Borgharen en Maas Keizersveer in 2006 vrijwel gelijk is, in tegenstelling tot in 2004 en 2005. Dit wordt verklaard door het feit dat het vetgehalte van de gevangen aal in 2006 ongeveer gelijk is voor beide locaties, i.t.t. in 2004 en 2005 (toen was het vetgehalte drie keer zo laag voor de locatie Maas Borgharen). Het TEQ-gehalte van beide gebieden is iets lager dan dat van het Hollands Diep.

Het kwikgehalte in de locatie Maas Keizersveer is in 2006 nagenoeg gelijk gebleven aan de twee voorgaande jaren.

Het risico voor visetende hogere organismen is in de Maas matig tot licht gebleven.

In de locatie Haringvliet blijft het PCB gehalte de laatste zes jaren redelijk stabiel op een piek na voor sommige PCB's in 2002. De Σ PCB's ligt op een gemiddeld niveau t.o.v. de overige gemeten locaties. De overige microverontreinigingen zijn de afgelopen zes jaar eveneens redelijk stabiel voor deze locatie.

Het kwikgehalte is in 2006 gelijk gebleven aan het jaar daarvoor en ligt op een gemiddeld niveau in vergelijking tot de overige gemeten locaties.

In het Hollands Diep zijn de PCB-gehalten over de afgelopen 15 jaar redelijk stabiel met in 2006 weer een lichte stijging t.o.v. 2005. Het CB-52 gehalte was verreweg het hoogst op deze locatie in vergelijking tot de rest van de gemeten locaties. Het CB-153 gehalte overschreed dit jaar de Warenwetnorm. De schatting van het TEQ-gehalte op basis van CB-153, evenals de Σ PCB's is dit jaar het hoogst voor het Hollands Diep in vergelijking tot de overige gemeten locaties. Het PCA-gehalte is in 2006 in het Hollands Diep twee maal zo hoog als het PCA-gehalte in de Rijn bij Lobith en is dit jaar met ongeveer een factor twintig toegenomen in verhouding tot de afgelopen vier jaar. De overige microcontaminanten vertonen de afgelopen zes jaren weinig fluctuaties. Het kwikgehalte in het Hollands Diep vertoont de laatste vijf jaren ook weinig schommelingen en ligt nagenoeg op hetzelfde niveau als dat van het Haringvliet.

In het Deltagebied is het risico voor visetende hogere organismen al vijftien jaar lang matig tot ernstig.

De gehalten aan organische microverontreinigingen in de Lek bij Culemborg laten weinig fluctuaties zien, op een dal voor HCBd in 1997 na.

Het kwikgehalte in de Lek bij Culemborg vertoont de laatste vijf jaren eveneens weinig schommelingen en is de afgelopen vier jaar het hoogst gemeten gehalte van alle gemeten locaties.

Directie Zeeland: locatie k

De afgelopen vijf jaar hebben er weinig schommelingen plaatsgevonden in de gehalten aan microverontreinigingen in het Volkerak. De meeste microverontreinigingen liggen hier op een gemiddeld niveau t.o.v. de overige gemeten locaties, behalve het gehalte aan dieldrin hetgeen in het Volkerak al tien jaar lang verreweg de hoogst gemeten concentratie is. Na een piek in 2000 is het gehalte aan dieldrin weer gedaald en is nu gedurende drie jaar op een vrijwel constant niveau.

Het kwikgehalte in het Volkerak vertoont de laatste vijf jaren weinig schommelingen en ligt nagenoeg op hetzelfde niveau als dat van het Haringvliet en het Hollands Diep.

Er is in het Volkerak gedurende de afgelopen zes jaar licht risico voor visetende hogere organismen.

9. Aanbevelingen

Ten behoeve van toekomstig MWTL monitoringonderzoek in volgende jaren is het de overweging waard enkele nieuwe stoffen in de analyses mee te nemen. Naast de al eerder vermelde vlamvertragers

- **HBCD** (hexabroomcyclododecaan)

- **PBDEs** (polybroomdifenylethers): congenen: 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183.

en

- **TBBP-A** (tetrabroombisfenol-A) en de dimethyl metaboliet daarvan,

komen ook de volgende stoffen in aanmerking: gechloreerde alkanen en gefluoreerde sulfonaten. Deze persistente stoffen zijn niet eenvoudig te analyseren en als gevolg daarvan is er slechts weinig informatie over de concentraties in de watersystemen. De paar surveys die in het verleden zijn uitgevoerd (o.a. door het RIVO) suggereren dat de concentraties in de aquatische systemen en ook organismen aanzienlijk kunnen zijn.

Bij de schatting van de TCDD equivalenten van de toxische PCBs blijkt dat naast de reeds routinematige analyses van toxische PCBs in de Rijn bij Lobith, Ketelmeer, Hollands Diep en Haringvliet met relatief hoge gehalten, ook in de Maas bij Keizersveer en in de Lek bij Culemborg verhoogde gehalten aan toxische PCBs kunnen worden berekend. De berekende gehalten zijn in de Lek en Maas zelfs meer dan twee keer hoger dan in de Rijn bij Lobith. Het wordt daarom aanbevolen om ook op bovengenoemde locaties voortaan toxische PCBs in rode aal te gaan analyseren.

Eventueel kan ervoor gekozen worden om een andere locatie, bijvoorbeeld het Ketelmeer, niet meer te bemonsteren. Het Ketelmeer behoort na de sanering niet meer tot de vuilste locaties.

De laatste jaren loopt de aalstand in Nederland drastisch terug. Op veel locaties is het vangen van voldoende aal van de juiste lengteklasse al uiterst moeilijk, op sommige wordt het streefaantal van 25 vissen niet gehaald (de Rijn bij Lobith, het IJ Amsterdam, de Maas bij Borgharen, het Twenthekanaal en ook het Wolderwijd). Dit verhoogt de meetonzekerheid en maakt het analyseren van trends moeilijker. Het ligt in de lijn der verwachting dat dit de komende jaren alleen maar erger wordt. Het is daarom wenselijk om in een vroegtijdig stadium alternatieven te onderzoeken. Aanbevolen wordt om op enkele locaties in de zoete rijkswateren vergelijkend onderzoek te verrichten naar alternatieve indicatororganismen, met name blankvoorn. Deze vis is algemeen aanwezig en lijkt gezien zijn levenswijze en voedselpatroon een geschikte substituuut voor de aal. Ook is er de laatste jaren veel onderzoek verricht naar bemonsteringsmethoden met absorptiematerialen die de opname van contaminanten door organismen als vis en mosselen nabootsen (zowel apolaire, lipofiele organische stoffen als ook metalen). Deze methoden kennen zowel potentiële voor- als nadelen, waarbij moet worden opgemerkt dat door nieuwe wetenschappelijke ontwikkelingen de nadelen wellicht volledig kunnen worden opgeheven. Het verrichten van een kleine pilot studie lijkt een uitvoerbare en wenselijke zaak.

Bij toekomstig MWT-aal monitoringonderzoek is het wenselijk om een trendanalyse te doen waarbij een toetsing plaatsvindt per meetjaar of de toe- of afname in dat betreffende jaar significant is geweest. Zodoende zal een flexibele trendgrafiek ontstaan over alle gemeten jaren voor een bepaalde component gemeten op een bepaalde locatie.

Dankwoord

De heren E. van Barneveld en M. Lohman van Wageningen IMARES worden hartelijk bedankt voor hun inzet bij de aalbemonstering.

10. Referenties

- Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. Werkdocument 95.097X, RIZA, WSC, Lelystad
- Beek, M.A. en R.A.E. Knoben (1997). Ecotoxicologische risico's van stoffen voor watersystemen. RIZA rapport 97.064, Lelystad.
- Beek, M.A. (1995).
- 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 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 (1995). Analysis and Biomonitoring of Complex Mixtures of Persistent Halogenated Micro-Contaminants. Proefschrift, VU, Amsterdam.
- Boer, J. de (1996), Visonderzoek Apeldoorns Kanaal en Grift, Rapport C040/96, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters en Q.T. Dao (1996). Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij - 1995, Rapport C026/96, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Boer, J. de en Q.T. Dao (1991). Analysis of seven chlorobiphenyl congeners by multidimensional gaschromatography. *J. High Resolut. Chromatogr.* 14, 593-596.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag and J. van der Meer (1993). 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, 1823-1842.
- Boer, J. de and 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 en Q.T. Dao (1995). Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij - 1994, Rapport 95.009, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Boer, J. de, P.G. Wester, H.J.C. Klammer, W.E. Lewis en J.P. Boon. Do flame retardants threaten ocean life, *Nature* 394 (1998), 28-29.
- Boer, J. de, K. de Boer en J.P. Boon (2000) Polybrominated Biphenyls and Diphenylethers. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 3 Part K New Types of Persistent Halogenated Compounds (ed. By J. Paasivirta) Springer Verlag Berlin Heidelberg 2000.
- Bligh, E.G. and W.J. Dyer (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.* 37, 911-917.
- Dao, Q.T. en M.M. de Wit (1997). Bepaling van het totaal vetgehalte volgens Bligh en Dyer. ISW A004, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Dao, Q.T. en M. Lohman (2002). Bepaling van het gehalte aan PCB's en andere gehalogeneerde microverontreinigingen met behulp van capillaire gaschromatografie. ISW A002, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Derde Nota Waterhuishouding, Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989).
- Hoek-Nieuwenhuizen, M. (1999). Het bepalen van kwik door vlamloze atoomabsorptie spectrometrie in vis en visserijproducten. ISW A021, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Kotterman, M.J.J. en Pieters, H., (2003). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Microverontreinigingen in rode aal – 2002, Rapport C011/03, RIVO-DLO, IJmuiden.
- LAC, Landbouw Advies Commissie, Jaarverslag 1988, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Leonards, P., (2001). Achtergrondgehalten gebromeerde vlamvertragers in voedingsproducten, projectvoorstel, mei 2001, IJmuiden.
- Liem, A.K.D. en Theelen, R.M.C. (1997). Dioxines, Chemical exposure and risk assessment. Proefschrift, RUU, Utrecht.
- Maas, J.L. (1992). Meten van gehalten aan microverontreinigingen in aal (*Anguilla anguilla*). RIZA rapport AOCE nr. 92.10, Lelystad.
- Maas, J.L. (2003). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Bioaccumulatie in aal en driehoeksmosselen. RIZA rapport 2003.013, april 2003, Lelystad

- Mol, S. (2001). Piekwaarden PCB gehalten bij Eijsden in 1999. RIZA Website, Monitoringresultaten, Lelystad.
- Niimi, A.J. and B.G. Oliver (1989). Assessment of relative toxicity of chlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzo-furans and biphenyls in Lake Ontario salmonids to mammalian systems using toxic equivalent factors (TEF). *Chemosphere* 18, 1413-1423.
- Pieters, H. and 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.
- Pieters H. en V. Geuke (1995). Methylmercury in the Dutch Rhine Delta. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 30, No. 10, 213 - 219.
- Pieters, H., V. Geuke en B.L. Verboom (1995). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1994. Rapport C009/95, BM94.10 (RIZA), RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (1994). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1993. Rapport C011/94, BM94.31 (RIZA), RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (1993). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1992-1993. Rapport C007/93, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (1997). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1996. Rapport C016/97, BM94.31 (RIZA), RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en J. de Boer (1998). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1997. Rapport C025/98, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en J. de Boer (1999). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1998. Rapport C041/99, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (2000). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1999. Rapport C009/00, RIVO, IJmuiden.
- Pieters, H. (2001). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2000. Rapport C027/01, RIVO, IJmuiden.
- Pieters, H. en J. de Boer (2002). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2001. Rapport C030/02, RIVO-DLO, IJmuiden.
- M.J.J. Kotterman en H. Pieters (2003). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2002. Rapport C011/03, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en M.J.J. Kotterman (2004). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2003. Rapport C001/04, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en M.J.J. Kotterman (2005). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2004. Rapport C007/05, RIVO-DLO, IJmuiden.
- M.J.J. Kotterman (2006). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2005. Rapport C004/06, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Stortelder, P.B.M., M.A. van der Graag en L.A. van der Kooy (1989). "Kansen voor waterorganismen", RIZA nota 89.016, Lelystad.
- Teunissen-Ordelman, H.G.K., P.C.M. van Noort, M.A. Beek, J.M. van Steenwijk, A.G.M. de Vrieze, Th. E.M. ten Hulscher, P.C.M. Frintrop en R. Faasen (1995). WSV-Organochloorbestrijdingsmiddelen. RIZA nota 95.39, Lelystad, pp30.
- van den Berg, M., Birbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegava, R., Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., van Leeuwen, F.X.R., Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Waern, F., Zacharewski, T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs and PCDFs for humans and wildlife. *Environmental health perspectives* 106, 775-792.
- Van der Valk, F., H. Pieters en R.C.C. Wegman (1989). Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine: mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons. EHR publication nr. 7 - 1989.
- van Leeuwen, S. P. J., W. A. Traag, L. A. P. Hoogenboom, G. Booij, M. Lohman, Q. T. Dao and J. de Boer (2002), Dioxines, furanen en PCBs in aal - Onderzoek naar wilde aal, gekweekte aal, geïmporteerde en gerookte aal, RIVO, Rapport no. C034/02, IJmuiden.
- Verboom, B.L., H. Pieters en J. de Boer (1996). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1995, Rapport C008/96, RIVO-DLO, IJmuiden.

Verordening (EG) Nr. 199/2006, februari 2006, tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, wat betreft dioxinen en dioxineachtige PCBs.

Warenwet, Regeling normen zware metalen, feb. 1992, nr DGVgz/W/L92417, Stcrt 43.

Warenwet, Regeling normen PCB's, nr. 141639, Ministerie VROM, 1984.

Verklarende woordenlijst:

AAS	Atoomabsorptiespectrometer
ADW	Asvrij drooggewicht
CB	Chloorbifenyyl
CBZ	Chloorbenzeen
p, p'-DDE	p,p' - dichloordifenyldichlooretheen
p, p'-DDD	p,p' - dichloordifenyldichloorethaan
p, p"-DDT	p,p' - dichloordifenyyltrichloorethaan
Ecotoxicologische	waarden
	Concentratieniveau voor afwezigheid van effecten op het ecosysteem
FIAS	Flow Injection Analysis System
HCB	Hexachloorbenzeen
HCBd	Hexachloorbutadieen
HCH	Hexachloorcyclohexaan
Consumptiestandaard	Normen vastgelegd in de Warenwet
MTR	Maximaal toelaatbaar risico
Natgewicht	Versgewicht van filet of andere organen, cq organismen
OCS	Octachloorstyreen
PCB	Polychloorbifenylen
Productbasis	Gehalten uitgedrukt op basis van natgewicht
QCB	Pentachloorbenzeen
Vetbasis	Concentraties uitgedrukt op basis van vetgehalte

W. van der Galiën

Handtekening:

Datum:

20 februari 2007

Bijlage 10

Chloorbenzeen- en pentachlooranisolgehalten in µg/kg op productbasis in 2006

Locatie bemonstering	123-CBZ	124-CBZ	135-CBZ	1234-CBZ	1235-CBZ	1245-CBZ	PCA
Rijn Lobith	<3.4	<3.4	<1.7	0.7	<0.9	nb	0.8
Hollands Diep	<14	<14	<6.8	0.8	<3.5	nb	3.3

Bijlage 11

Toxische PCB gehalten op productbasis in 2006

Locatie bemonstering	non-ortho's			mono-ortho's		
	CB-77 ng/kg	CB-126 ng/kg	CB-169 ng/kg	CB-105 µg/kg	CB-118 µg/kg	CB-156 µg/kg
IJsselmeer					14	
Markermeer					7.2	
Maas Borgharen					110	
Maas Keizersveer					99	
Ketelmeer	7.4	29	9.8	3.9	19	2.9
Wolderwijd					3.3	
Eemmeer					5.1	
IJ Amsterdam					43	
Haringvliet	13	74	22	11	67	10
Hollands Diep	38	144	33	22	160	13
Volkerak					42	
Rijn Lobith	9.6	55	16	9.7	41	7.2
Lek Culemborg					99	
Twente kanaal Wiene-Goor					13	

Bijlage 12

PCB-TEQ-equivalenten in ng/kg op productbasis in 2006, 2005 en 2004

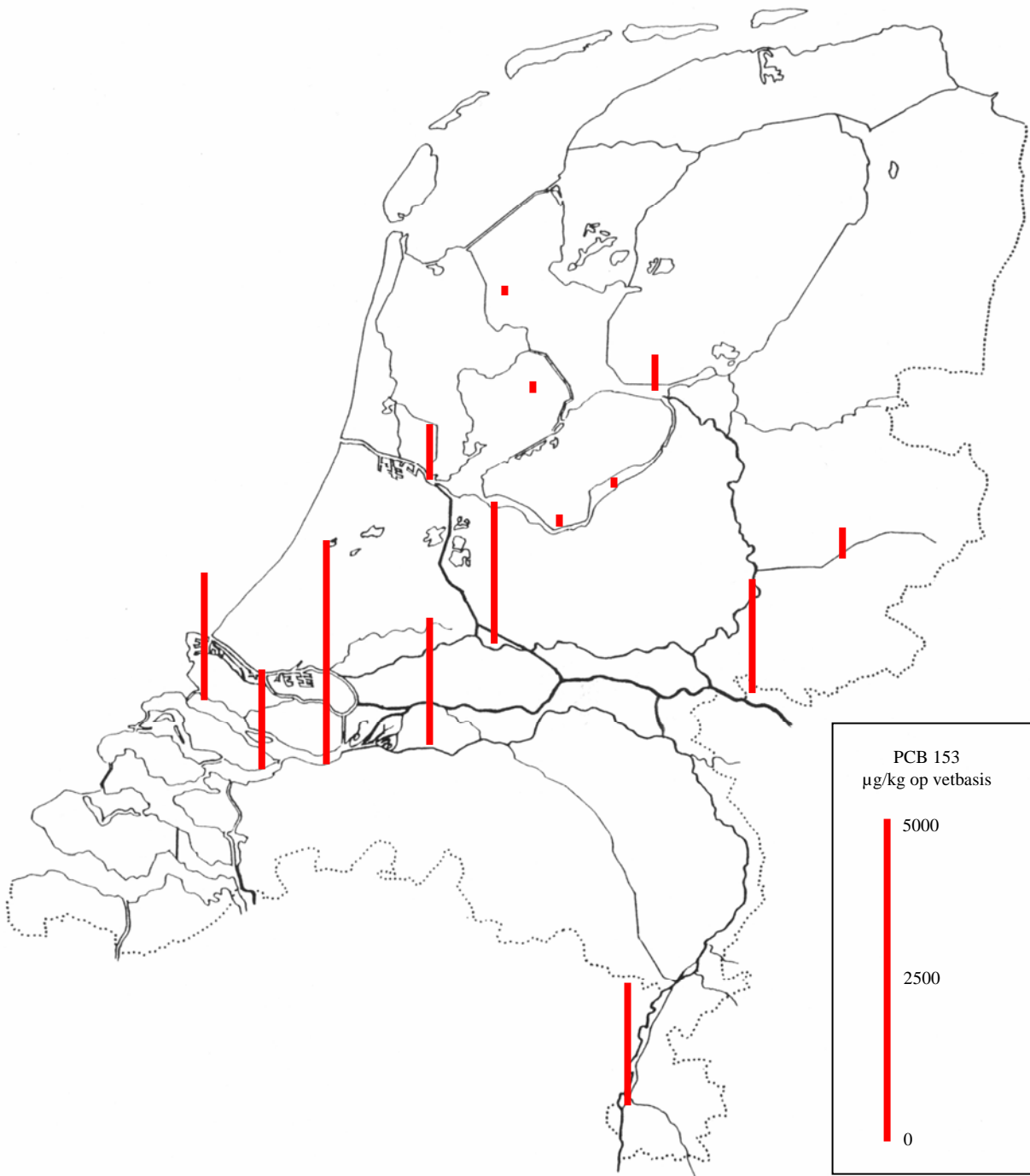
Locatie	Berekend uit	Berekend uit	Berekend uit	Berekend uit	Berekend uit	Berekend uit	Σ	Σ	Σ	Geschat uit	Geschat uit	Geschat uit
	Non-ortho's	Non-ortho's	Non-ortho's	Mono-ortho's	Mono-ortho's	Mono-ortho's				CB153	CB153	CB153
	2004	2005	2006	2004	2005	2006	2004	2005	2006	2004	2005	2006
IJsselmeer										5,3	4,9	3,9
Markermeer										2,9	3,0	2,3
Maas Borgharen										13,9	11,0	39,1
Maas Keizersveer										45,0	34,7	36,1
Ketelmeer	7.17	5.68	3.00	2.52	5.72	3.74	9.69	11.40	6.74	5,5	7,9	5,4
Wolderwijd										1,6	1,5	1,4
Eemmeer										2,3	2,0	1,7
IJ Amsterdam										8,8	8,8	8,8
Haringvliet	9.46	9.02	7.62	8.31	12.45	12.8	17.77	21.47	20.42	25,0	26,5	24,3
Hollands Diep	10.97	16.16	14.73	14.4	21.05	24.7	25.37	37.21	39.43	36,9	36,9	42,1
Volkerak										17,6	16,2	12,5
Rijn Lobith	8.74	9.91	5.66	9.30	13.20	8.67	18.04	23.11	14.33	17,6	14,7	11,0
Lek Culemborg										28,7	28,0	25,8
Twentekanaal Wiene-										3,9	3,1	3,9

De gearceerde getallen overschrijden de grens van 8 ng/kg product, zoals beschreven in de EU-norm voor dioxine en dioxineachtige PCB's

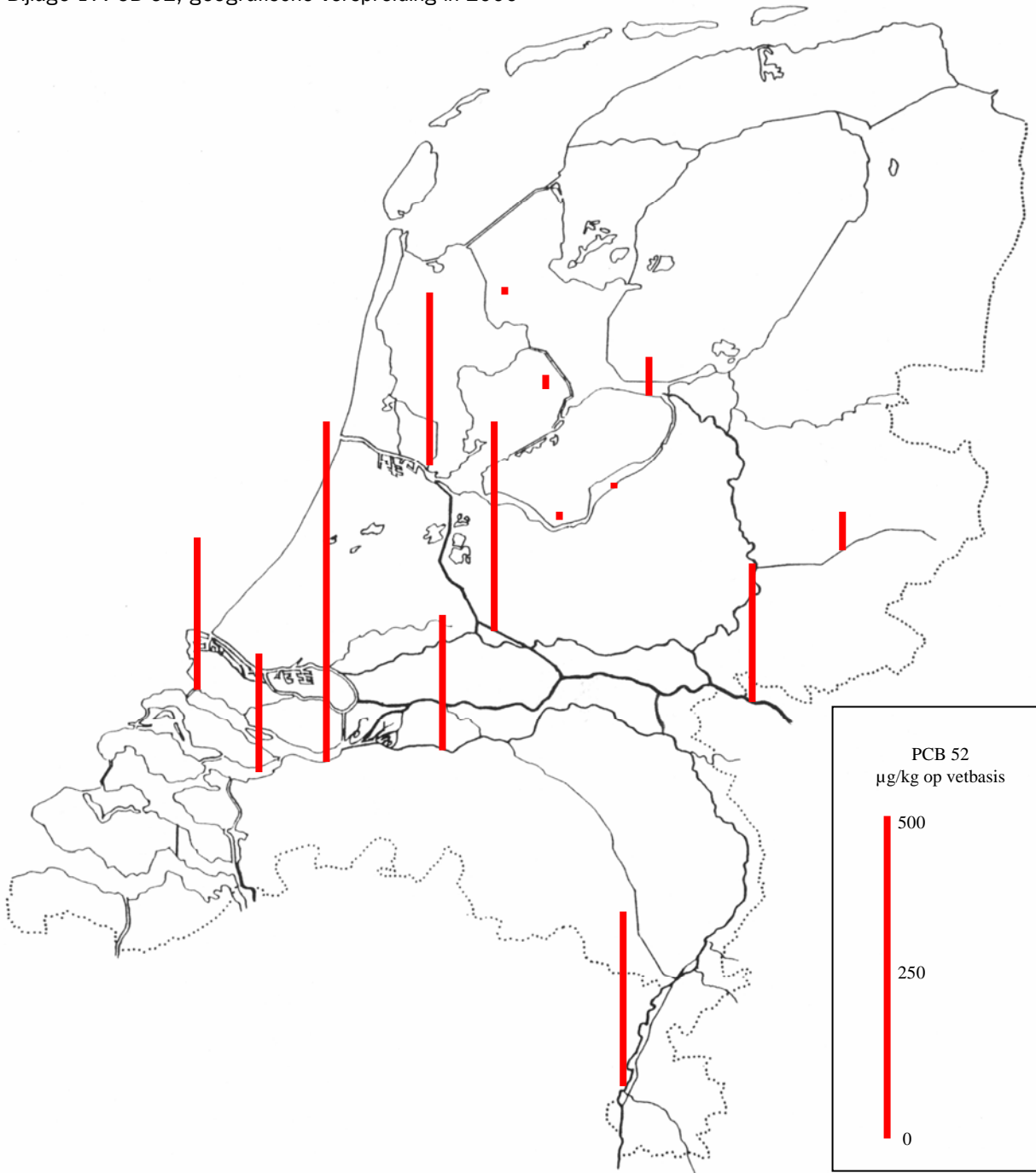
Bijlage 15c Trends Haringvliet Hollands Diep Volkerak

Locatie	N	HCBBD			QCB			HCB			OCS		
		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+	
Haringvliet													
1992	26	4.9	8.5	1.3	45	35	55	210	163	257	190	148	232
1993	25	11.25	8.5	14	46	36	56	160	124	196	140	108	172
1994	24	4.1	3.1	5.1	25	19	30	88	68	108	88	68	108
1995	23	18	14	22	27	21	33	125	95	155	104	79	129
1996	21				12	9	15	119.5	89	150	74.5	56	93
1997	25				7	6	9	82.5	65	100	97.5	75	120
1998	25	2.3	1.8	2.8	12	9	15	69.5	54	85	51	39	63
1999	25	4.25	7.3	1.2	14	11	17	88	66	110	64	49	79
2000	22	5.05	3.9	6.2	21	16	26	120.5	92	149	52	40	64
2001	25	40	69	11	10	7	12	93.5	72	115	39	30	48
2002	25	43	74	12	13.0	10.0	16.0	140	108	172	55.5	43	68
2003	25	3.25	2.5	4	8.1	6.2	9.9	68.6	52.9	84.2	29.8	23	36.6
2004	25	4.95	3.8	6.1	6.0	4.6	7.3	45	35	55	23.5	18	29
2005	25	5.3	4.1	6.6	1.6	1.2	2.0	53.5	41	66	30	23	37
2006	25	9.3	7.2	11.4	6.8	5.2	8.4	56.0	43	69	24	19	29
Locatie	N	HCBBD			QCB			HCB			OCS		
		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+	
Hollands Diep													
1992	50	200	168	232	160	134	186	610	512	708	280	235	325
1993	25	54	42	66	83	64	102	370	286	454	150	116	184
1994	25	40	31	49	40	31	49	287	222	352	178	137	219
1995	25	51	39	63	42	32	52	289	223	355	152	117	187
1996	25				30	23	37	335	260	410	155	120	190
1997	24				31	24	38	240	180	300	145	110	180
1998	25	19.5	15	24	31.5	24	39	170	20	320	122.5	95	150
1999	25	40.5	31	50	59	45	73	340	260	420	76	58	94
2000	25	25.5	20	31	41	32	50	268.5	207	330	66.5	51	82
2001	25	33.5	26	41	23	18	28	240	185	295	52	40	64
2002	21	41.5	31	52	17	13	21	257	193	321	55	41	69
2003	25	31.25	24.1	38.4	16.3	12.6	20	181.5	140	223	39.4	30.4	48.4
2004	25	38	29	47	19.5	15	24	190	147	233	38.5	30	47
2005	25	33.9	26.2	41.7	6.0	4.6	7.3	174	135	214	41.7	32.2	51.3
2006	25	43	33.2	52.8	13.0	10.0	16.0	168	129.7	206.3	27.0	20.8	33.2
Locatie	N	HCBBD			QCB			HCB			OCS		
		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+	
Volkerak													
1992	25	3.4	2.6	4.2	23.5	18	29	45	35	55	36	28	44
1993	25	3	2.3	3.7	16.5	13	20	44	34	54	200	154	246
1994	25	4.3	3.3	5.3	9.85	7.7	12	32	25	39	32	25	39
1995	25	2	1.5	2.5	11.25	8.5	14	30	23	37	32	25	39
1996	19				0.4	0.3	0.5	14.5	11	18	76	56	96
1997	25				4.45	3.4	5.5	15.5	12	19	14.5	11	18
1998	23	0.5	0.4	0.6	8.2	6.4	10	38	29	47	27	21	33
1999	25	0.6	0.5	0.7	8.2	6.4	10	40.5	31	50	18	14	22
2000	24	1.4	1.1	1.7	10	7.7	12.3	40	31	49	21	16	26
2001	25	0.6	0.5	0.7	3.4	2.6	4.2	23	18	28	12.5	10	15
2002	25	0.4	0.3	0.5	4.15	3.2	5.1	26	20	32	20	15	25
2003	25	1.95	1.5	2.4	5.2	4	6.4	33.15	25.6	40.7	22.7	17.5	27.9
2004	25	1.9	1.5	2.3	5.2	4	6.4	31.5	24	39	16.5	13	20
2005	25	1.3	1.0	1.6	4.6	3.5	5.6	29.4	22.7	36.1	26.1	20.2	32.1
2006	25	1.9	1.5	2.3	5.8	4.5	7.1	25.0	19.3	30.7	15.0	11.6	18.4

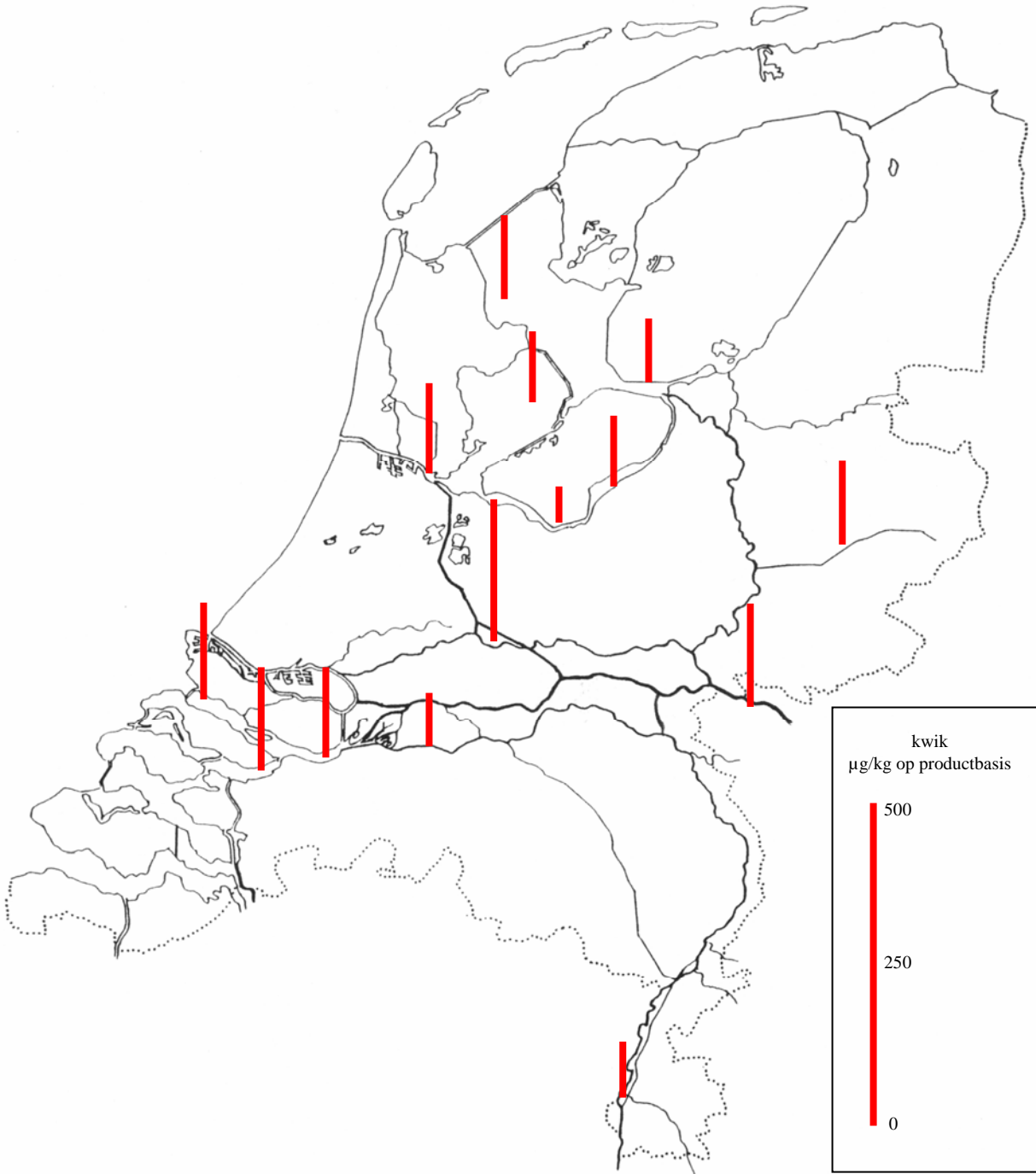
Bijlage 16. CB 153, geografische verspreiding in 2006



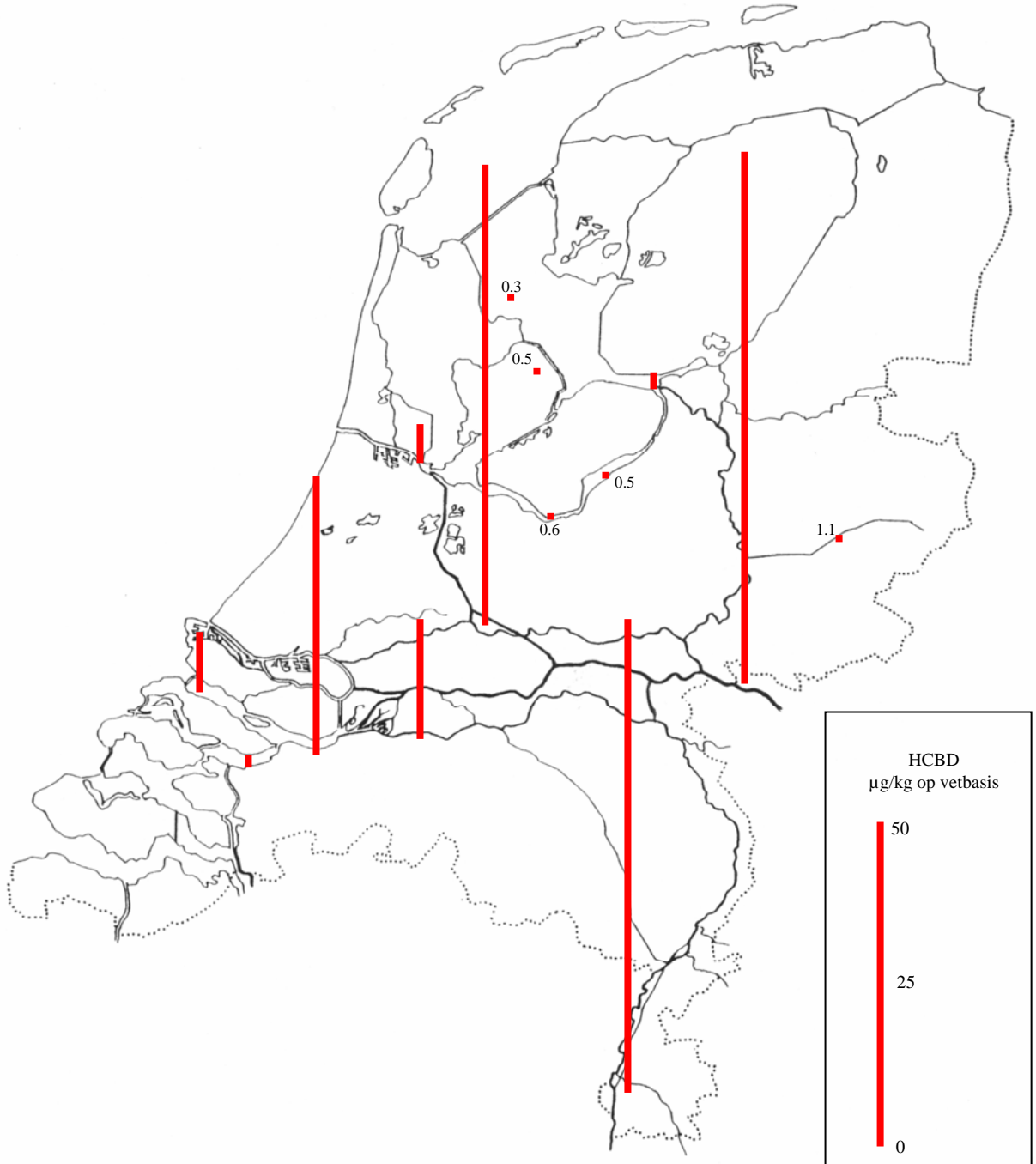
Bijlage 17. CB 52, geografische verspreiding in 2006



Bijlage 18. Totaalkwik, geografische verspreiding in 2006



Bijlage 19. HCBd, geografische verspreiding in 2006



Bijlage 1

Biologische parameters aal, 2006

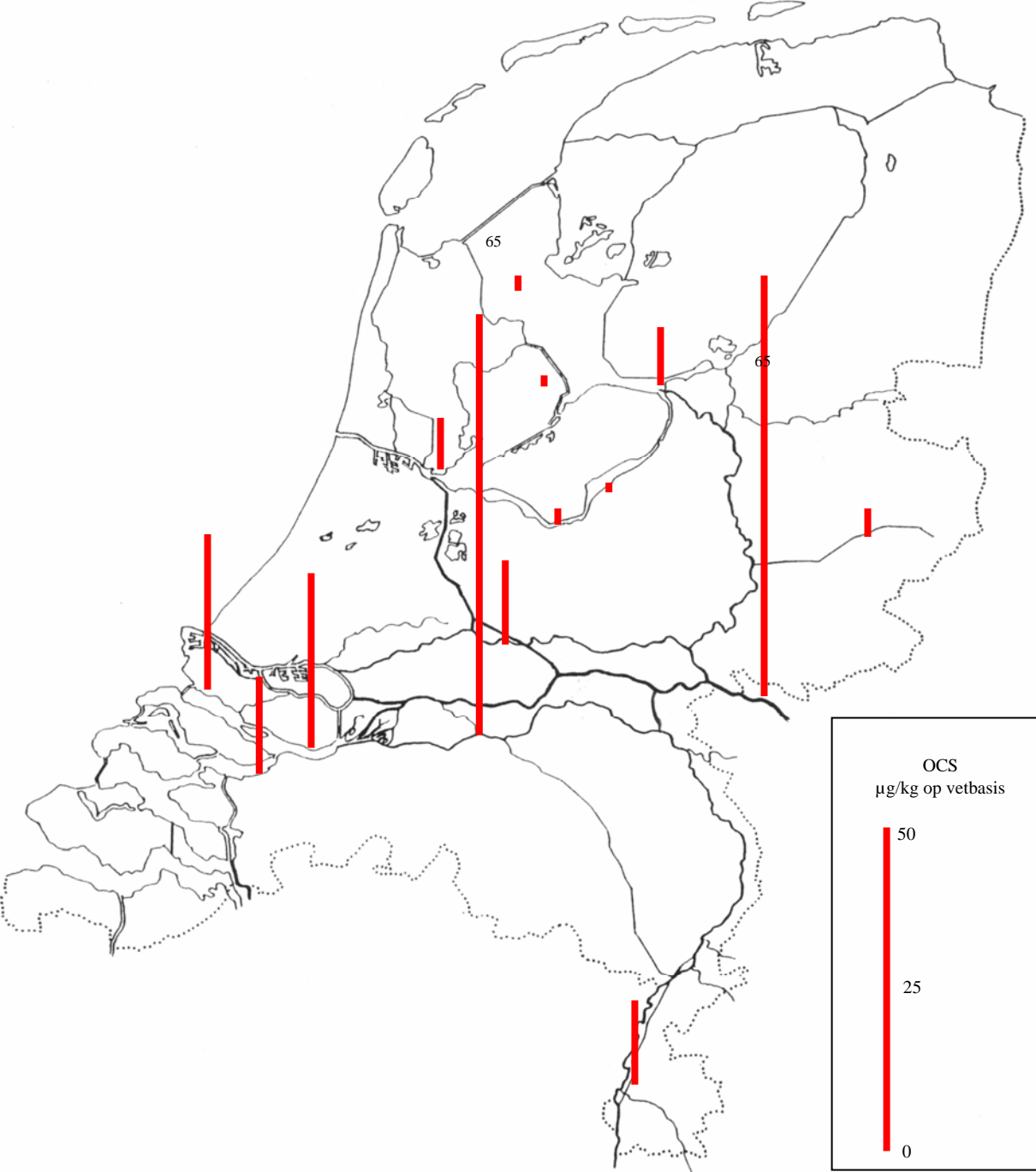
Vangstgebied	Bemonster datum	Aantal	Lengte			Gewicht		
			Max	Min	gem	Max	Min	gem
Rijn Lobith	28/06/2006	16	40.0	30.5	35.1	141	47	81.0
Hollands Diep	30/06/2006	25	39.9	32.5	36.5	140	69	100.1
Haringvliet	07/06/2006	25	39.7	31.4	35.1	129	51	82.4
Lek Culemborg	18/05/2006	25	40.0	31.3	35.9	114	57	87.2
IJsselmeer	06/06/2006	25	39.5	31.3	36.5	142	64	103.6
Ketelmeer	17/05/2006	25	39.7	30.8	35.6	128	51	79.8
Maas Keizersveer	30/05/2006	25	40.0	31.6	37.0	156	59	96.4
Markermeer	09/06/2005	25	39.2	30.0	33.9	105	51	75.0
Volkerak	13/06/2006	25	39.5	32.2	35.7	127	59	89.6
IJ Amsterdam	03/07/2006	21	39.9	30.7	36.8	122	53	92.6
Maas Borgharen	31/05/2006	6	78.6	33.5	61.6	1140	60	624.0
Wolderwijd	23/06/2006	7	42.0	32.7	37.2	135	55	92.1
Twente kanaal Wiene-Goor	22/05/2006	10	48.1	35.2	42.8	196	82	151.0
Eemmeer	27/06/2006	25	39.8	30.3	35.2	131	49	82.4

Bijlage 2

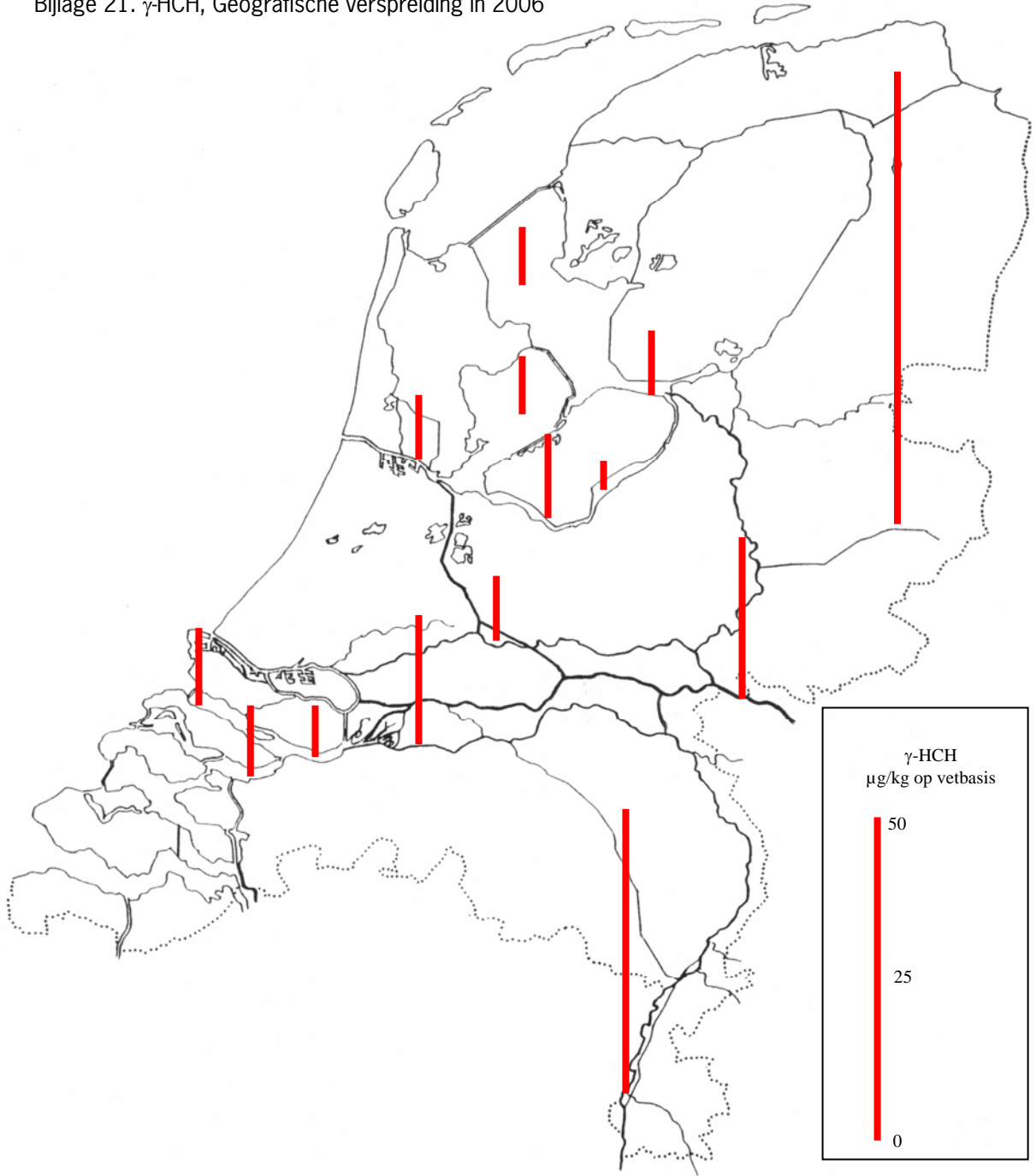
TCDD equivalentiefactoren (TEF) voor toxische PCBs (TCDD = 1.0)

CB nr.	TEF waarde
	Van den Berg et al, 1998
126	0.1
77	0.0001
169	0.01
156	0.0005
105	0.0001
118	0.0001

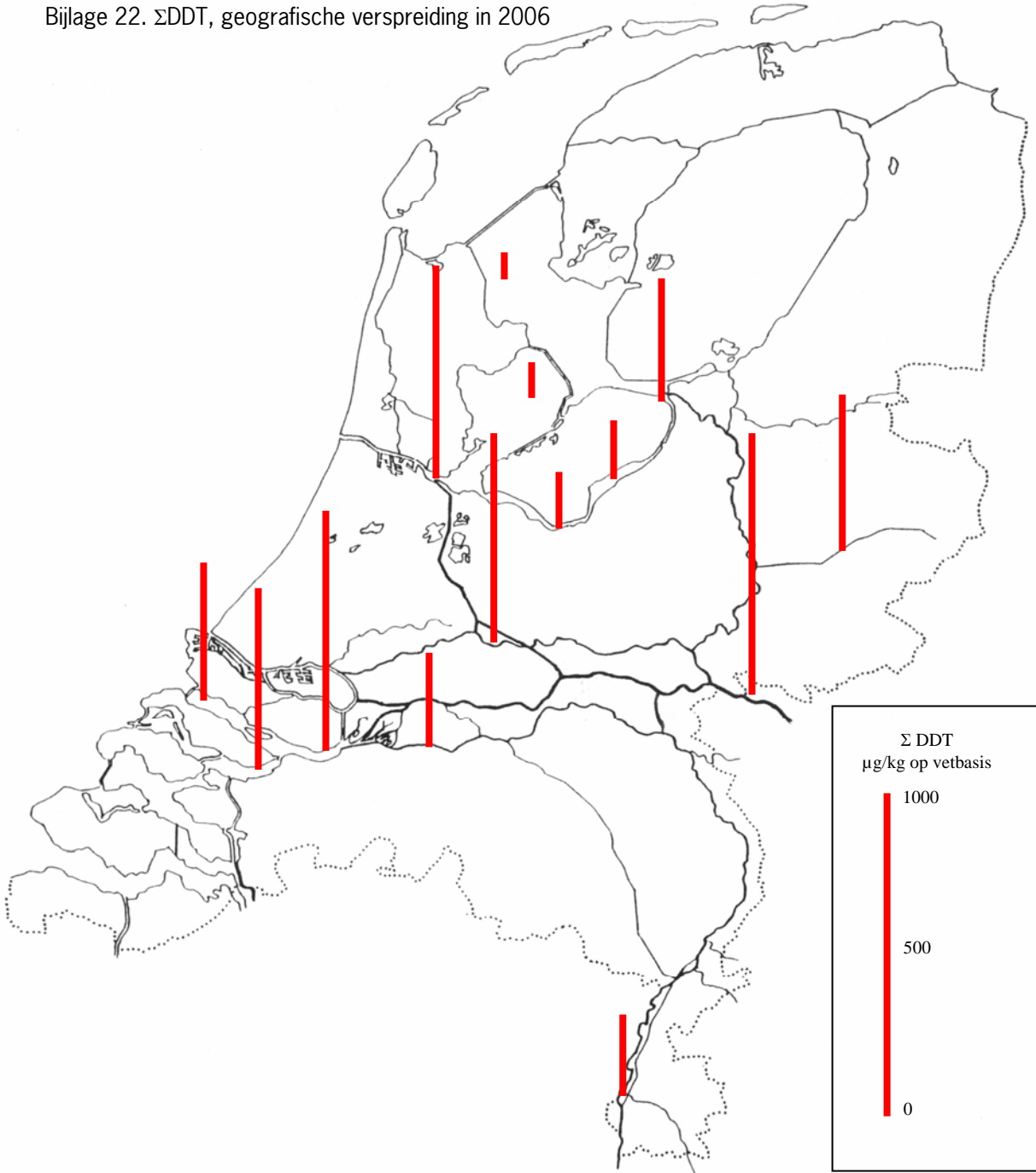
Bijlage 20. OCS, geografische verspreiding in 2006



Bijlage 21. γ -HCH, Geografische verspreiding in 2006



Bijlage 22. ΣDDT, geografische verspreiding in 2006



Bijlage 3

Diverse gehanteerde normwaarden voor aal in µg/kg product

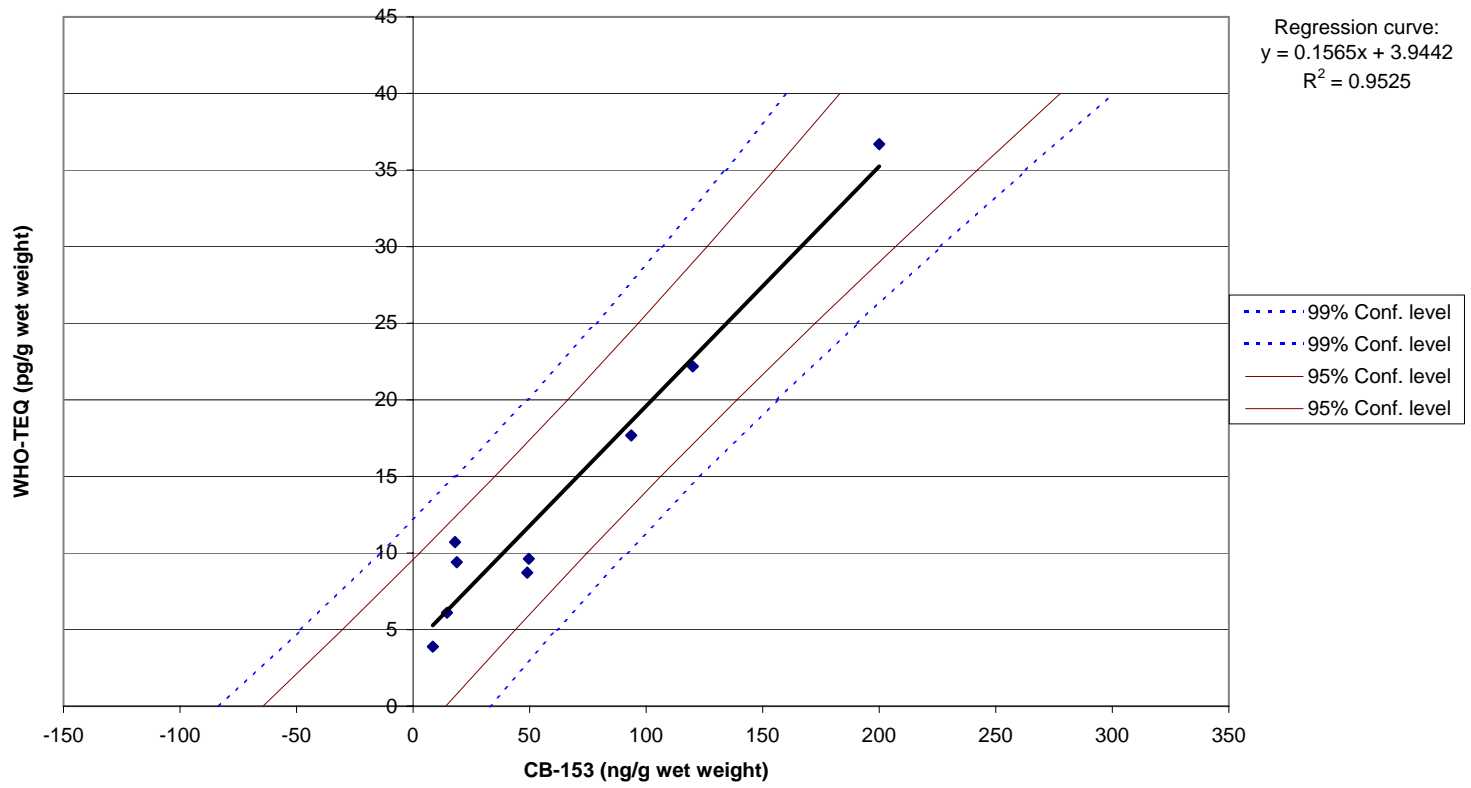
	Ecosysteem normen		Menselijke consumptienormen		
	MTR waarde	HC5 waarden	Warenwet norm	LAC-concept norm	Europese Cons. Norm
CB28			500		
CB52			200		
CB101			400		
CB118			400		
CB153	320	110	500		
CB138			500		
CB180			600		
TCDD equiv (ToxPCBs)					0.008
QCB	160	230			
HCB	38	59		100	
α-HCH	1600	2250		50	
β-HCH	60	90		50	
γ-HCH	370	590		200	
Dieldrin	120	180			
p,p-DDE	22	80			
p,p-DDD	35	50			
p,p-DDT	23	230			
ΣDDT	26			1000	
kwik	27.2	70	1000		

Europese richtlijn t.a.v. toxische PCB's (februari 2006) en zware metalen (Nr. 78/2005)

NB: De MTR-waarden en de kritische waarden HC5 voor hogere organismen zijn gebaseerd op productbasis in standaardvis met 10% vocht of 5% vet

Bijlage 4.

WHO-TEQ in relation to CB-153 in eel



Bijlage 5

Gehalten van droge stof, as, asvrijdrooggewicht, totaal kwik en vet op produktbasis in 2006

Locatie	Droge stof %	as %	asvrijdrooggewicht g/kg	Kwik mg/kg	Vet(BD) %
IJsselmeer	42.1	0.8	413	0.13	28.7
Markermeer	28.5	0.9	276	0.11	11.7
Maas Borgharen	40.9	0.8	401	0.087	27.3
Maas Keizersveer	39.2	0.8	384	0.083	24.3
Ketelmeer	28.9	0.9	280	0.099	11.5
Wolderwijd	28.4	1.0	274	0.11	6.6
Eemmeer	25.7	0.9	248	0.056	7.9
IJ Amsterdam	29.6	0.9	287	0.14	12.7
Haringvliet	32.6	0.8	318	0.15	16.1
Hollands Diep	32.5	0.8	317	0.14	16.1
Volkerak	28.2	0.9	273	0.16	10.3
Rijn Lobith	25.9	0.8	251	0.16	7.9
Lek Culemborg	31.4	0.9	305	0.22	15.4
Twente kanaal Wiene-Goor	26.6	1.0	256	0.13	9.1

Bijlage 6

Gehalten PCB's in de monsters uit het monitoring project voor het RIZA uit 2006

PCB gehalten in µg/kg op productbasis in 2006

Locatie bemonstering	CB-28	CB-52	CB-101	CB-118	CB-153	CB-138	CB-180	Σ 7PCBs
IJsselmeer	1.5	3.4	7.3	14	44	27	14	111
Markermeer	0.5	2.6	3.9	7.2	22	13	6.5	56
Maas Borgharen	7.7	74	140	110	520	300	210	1362
Maas Keizersveer	2.7	51	100	99	480	260	190	1183
Ketelmeer	0.9	6.9	12	19	65	41	21	166
Wolderwijd	0.1	0.6	1.0	3.3	11	7.0	3.8	27
Eemmeer	0.2	1.0	2.0	5.1	15	9.9	5.4	39
IJ Amsterdam	8.6	34	26	43	110	72	32	326
Haringvliet	2.2	38	46	67	320	160	98	731
Hollands Diep	3.8	85	190	160	560	270	92	1361
Volkerak	1.3	19	25	42	160	89	51	387
Rijn Lobith	<1.1	17	27	41	140	92	47	364
Lek Culemborg	2.3	50	98	99	340	180	90	859
Twente kanaal Wiene-Goor	<0.6	5.5	6.6	13	44	28	15	112
Warenwetnorm in ug/kg	500	200	400	400	500	500	600	

PCB gehalten in µg/kg op vetbasis in 2006

Locatie bemonstering	CB-28	CB-52	CB-101	CB-118	CB-153	CB-138	CB-180	Σ 7PCBs
IJsselmeer	5.2	11.8	25	49	153	94	49	387
Markermeer	4.3	22.2	33	62	188	111	56	476
Maas Borgharen	28	271	513	403	1905	1099	769	4988
Maas Keizersveer	11.1	210	412	407	1975	1070	782	4867
Ketelmeer	7.8	60	104	165	565	357	183	1442
Wolderwijd	1.5	9.1	15.2	50	167	106	58	406
Eemmeer	2.5	12.7	25.3	65	190	125	68	489
IJ Amsterdam	68	268	205	339	866	567	252	2564
Haringvliet	13.7	236	286	416	1988	994	609	4542
Hollands Diep	24	528	1180	994	3478	1677	571	8452
Volkerak	12.6	184	243	408	1553	864	495	3760
Rijn Lobith	<14	215	342	519	1772	1165	595	4608
Lek Culemborg	14.9	325	636	643	2208	1169	584	5580
Twente kanaal Wiene-Goor	<6.6	60	73	143	484	308	165	1232

De gearceerde getallen overschrijden de normwaarden

Bijlage 7

Pesticiden gehalten in µg/kg op produktbasis in 2006

	HCBD	QCB	HCB	OCS	a-HCH	b-HCH	y-HCH	Dieldrin	p,p'-DDD	p,p'-DDE	p,p'-DDT	Som DDT
IJsselmeer	<0.1	0.5	2.7	<0.7	5.8	2.4	2.6	5.9	3.2	17	<1.9	24
Markermeer	0.06	0.1	1.1	<0.2	1.7	0.4	1.0	3.4	3.6	9.2	0.3	13
Maas Borgharen	20	2.8	20	3.5	3.0	<1.5	12	13	16	48	5.1	69
Maas Keizersveer	4.5	1.1	13	3.1	1.6	<1.2	4.8	14	16	48	7.0	71
Ketelmeer	0.3	0.3	3.2	1.0	0.6	1.1	1.1	5.8	8.9	31	4.1	44
Wolderwijd	0.03	<0.08	0.7	<0.1	0.3	<0.3	0.3	1.9	1.9	8.0	1.8	12
Eemmeer	0.05	<0.1	0.9	<0.2	0.3	<0.4	1.0	2.6	2.0	11	0.9	14
IJ Amsterdam	0.8	3.0	9.5	1	4.0	3.2	1.3	7.5	41	40	2.6	84
Haringvliet	1.5	1.1	9.0	3.9	0.7	2.1	2.0	7.9	17	49	2.6	69
Hollands Diep	6.9	2.1	27	4.4	0.9	2.6	1.3	7.1	24	84	10	120
Volkerak	0.2	<0.6	2.6	1.5	0.4	0.6	1.1	14	9.7	45	3.6	58
Rijn Lobith	6.5	1.4	16	5.1	0.5	1.4	2	2.8	10	40	13	64
Lek Culemborg	11	3.0	31	10	0.8	2.4	1.5	7.4	19	70	11	100
Twente kanaal Wiene-Goor	0.1	0.3	2.7	<0.4	7.0	12	6.4	3.4	5.1	34	4.9	44

Bijlage 8

Pesticiden gehalten in µg/kg op vetbasis in 2006

	HCBD	QCB	HCB	OCS	a-HCH	b-HCH	y-HCH	Dieldrin	p,p'-DDD	p,p'-DDE	p,p'-DDT	Som DDT
IJsselmeer	<0.3	1.7	9	<2.4	20.2	8	9	21	11	59	<6.6	84
Markermeer	0.5	0.9	9	<1.7	14.5	3.4	9	29	31	79	2.6	111
Maas Borgharen	73	10.3	73	13	11.0	<5.5	44	48	59	176	19	253
Maas Keizersveer	18.5	5	53	13	6.6	<4.9	20	58	66	198	29	292
Ketelmeer	2.6	2.6	28	9	5.2	10	10	50	77	270	35.7	383
Wolderwijd	0.5	<1.2	11	<1.5	4.5	<4.5	4.5	29	29	121	27	182
Eemmeer	0.6	<1.3	11	<2.5	3.8	<5.1	13	33	25	139	11.4	177
IJ Amsterdam	6	24	75	8	31	25	10	59	323	315	20	661
Haringvliet	9.3	6.8	56	24	4	13	12	49.1	106	304	16	429
Hollands Diep	43	13.0	168	27	5.6	16	8	44	149	522	62	745
Volkerak	1.9	<5.8	25	15	3.9	6	11	136	94	437	35	563
Rijn Lobith	82	18	203	65	6.3	18	25	35	127	506	165	810
Lek Culemborg	71	19	201	65	5.2	16	10	48	123	455	71	649
Twente kanaal Wiene-Goor	1.1	3.3	30	<4.4	77	132	70	37	56	374	54	484

Bijlage 9

Totaal kwik, CB153- en pesticiden gehalten in µg/kg op productbasis in standaardvis met 10% droge stof (kwik) of 5% vet (PCBs en pesticiden) in 2006

Normwaarde (MTR bijlage 3)	Hg 27.2	CB153 320	HCBD	QCB 160	HCB	OCS	a-HCH 1600	b-HCH 60	γ-HCH 370	Dieldrin 120	p,p'-DDD 35	p,p'-DDE 22	p,p'-DDT 23	Som DDT 26
IJsselmeer	30.9	7.7	<0.02	0.09	0.5	<0.1	1.01	0.42	0.45	1.03	0.56	2.96	<0.33	4.2
Markermeer	38.6	9.4	0.03	0.04	0.5	<0.1	0.73	0.17	0.43	1.45	1.54	3.93	0.13	5.6
Maas Borgharen	21.3	95.2	3.66	0.51	3.7	0.6	0.55	<0.28	2.20	2.38	2.93	8.79	0.93	12.6
Maas Keizersveer	21.2	98.8	0.93	0.23	2.7	0.6	0.33	<0.25	0.99	2.88	3.29	9.88	1.44	14.6
Ketelmeer	34.3	28.3	0.13	0.13	1.4	0.4	0.26	0.48	0.48	2.52	3.87	13.48	1.78	19.1
Wolderwijd	38.7	8.3	0.02	<0.06	0.5	<0.1	0.23	<0.23	0.23	1.44	1.44	6.06	1.36	9.1
Eemmeer	21.8	9.5	0.03	<0.07	0.6	<0.1	0.19	<0.26	0.63	1.65	1.27	6.96	0.57	8.9
IJ Amsterdam	47.3	43.3	0.31	1.18	3.7	0.4	1.57	1.26	0.51	2.95	16.14	15.75	1.02	33.1
Haringvliet	46.0	99.4	0.47	0.34	2.8	1.2	0.22	0.65	0.62	2.45	5.28	15.22	0.81	21.4
Hollands Diep	43.1	173.9	2.14	0.65	8.4	1.4	0.28	0.81	0.40	2.20	7.45	26.09	3.11	37.3
Volkerak	56.7	77.7	0.10	<0.29	1.3	0.7	0.19	0.29	0.53	6.80	4.71	21.84	1.75	28.2
Rijn Lobith	61.8	88.6	4.11	0.89	10.1	3.2	0.32	0.89	1.27	1.77	6.33	25.32	8.23	40.5
Lek Culemborg	70.1	110.4	3.57	0.97	10.1	3.2	0.26	0.78	0.49	2.40	6.17	22.73	3.57	32.5
Twente kanaal Wiene-Goor	48.9	24.2	0.05	0.16	1.5	<0.2	3.85	6.59	3.52	1.87	2.80	18.68	2.69	24.2

Gearceerde getallen overschrijden de normwaarden