

Aal in het Benedenrivierengebied

1. Feiten

**Achtergrondinformatie, trends, relaties en risico's
van dioxineachtige stoffen, PCB's en kwik
in aal en zijn leefomgeving**

Martine van den Heuvel-Greve, Leonard Osté,
Helena Hulsman, Michiel Kotterman

Opdrachtgever:
RWS Waterdienst

Aal in het Benedenrivierengebied

1. Feiten

**Achtergrondinformatie, trends, relaties en risico's
van dioxineachtige stoffen, PCB's en kwik
in aal en zijn leefomgeving**

Martine van den Heuvel-Greve, Leonard Osté, Helena
Hulsman, Michiel Kotterman

Rapport

augustus 2009

Opdrachtgever	RWS Waterdienst
Titel	Aal in het Benedenrivierengebied

Samenvatting

Dit rapport dient als basis om in de toekomst de volgende hoofdvraag te kunnen beantwoorden: 'Heeft het zin de waterbodem in het Benedenrivierengebied te saneren om de gehalten aan verontreinigingen in aal in dit gebied naar beneden te krijgen?' De feitelijke kennis omtrent aal in het Benedenrivierengebied is hier gepresenteerd. Een belangrijk doel van dit rapport is het wegnemen van vele onduidelijkheden over de relatie tussen de aal en de kwaliteit van zijn leefomgeving. In rapport 2 wordt een visie gepresenteerd met het oog op waterbodemsanering en verontreinigingen in aal.

Op basis van de in dit rapport gepresenteerde informatie kan worden gesteld dat:

1. gehalten aan verontreinigende stoffen als (dioxineachtige) PCB's en (methyl)kwik in aal uit het Benedenrivierengebied dusdanig hoog zijn, dat 1) Europese normen voor het verhandelen van aal (dioxineachtige stoffen) en voor biota (methylkwik) worden overschreden, 2) nadelige effecten voor de aal zelf en zijn predatoren niet kunnen worden uitgesloten.
2. trends aan deze gehalten in de aal uit het Benedenrivierengebied wellicht dalend zijn, maar dat deze daling de laatste tien jaren sterk afneemt of zelfs stagneert.
3. er op basis van de beschikbare gegevens op gebiedsniveau een indirecte relatie waarneembaar is tussen PCB-gehalten in aal en in de waterbodem, die via het voedsel van de aal loopt.
4. er voor kwik op gebiedsniveau een relatie lijkt te bestaan tussen de gehalten in aal en die in zwevende stof, gezien de daling aan gehalten in beide compartimenten.

Referentie

M. van den Heuvel-Greve, L. Osté, H. Hulsman, M. Kotterman (2009). Aal in het Benedenrivierengebied - 1. Feiten: Achtergrondinformatie, trends, relaties en risico's van dioxineachtige stoffen, PCB's en kwik in aal en zijn leefomgeving. Deltares-rapport Q4736/1002515.

Vers.	Auteur	Datum	Opmerking	Review	Goedkeuring
2	vdHeuvel-Greve ea	04-12-08		t.b.v. review	
3	vdHeuvel-Greve ea	19-12-08	commentaar review verwerkt	Vethaak	Duel/Tatman
4	vdHeuvel-Greve ea	27-02-09	commentaar OG verwerkt	t.b.v. review	
5	vdHeuvel-Greve ea	19-03-09	commentaar review verwerkt	Vethaak	Duel/Tatman
6	vdHeuvel-Greve ea	31-03-09	commentaar OG verwerkt	t.b.v. review	
7	vdHeuvel-Greve ea	21-04-09	commentaar review verwerkt	Vethaak	Duel/Tatman
8	vdHeuvel-Greve ea	18-05-09	eindconcept	Vethaak	Duel/Tatman
9	vdHeuvel-Greve ea	18-06-09	definitief rapport	Vethaak	Duel/Tatman

Projectnummer

Q4736 / 1002515

Trefwoorden

Aal, trends, dioxineachtige stoffen, PCB's, kwik, bioaccumulatie, humane risico's, ecologische risico's

Aantal bladzijden

94

Classificatie

Geen

Status

Definitief

Inhoud

1	Inleiding.....	1
1.1	Politieke context.....	2
1.2	Doel.....	2
1.3	Doelgroep	3
1.4	Terminologie	3
1.5	Leeswijzer	3
2	Verontreinigende stoffen.....	5
2.1	Stofeigenschappen	5
2.1.1	Dioxinen en furanen	5
2.1.2	PCB's.....	5
2.1.3	Kwik	6
2.2	Opname van verontreinigende stoffen in biota	7
2.3	Doorvergiftiging en bioaccumulatie van verontreinigende stoffen	8
2.4	Normen in biota	10
2.4.1	Kaderrichtlijn Water normen.....	10
2.4.2	Normen voor humane consumptie.....	11
2.5	Het gebruik van TEQ's.....	11
2.6	Conclusie	13
3	Autoecologie aal.....	15
3.1	Levenscyclus van de aal	15
3.2	Plaats van (rode) aal in een voedselweb	17
3.2.1	Wat eet rode aal?	17
3.2.2	Door wie wordt rode aal gegeten?	18
3.2.3	Plaats van (rode) aal in een voedselweb.....	18
3.3	Leefgebied van rode aal	18
3.3.1	Relatie tussen rode aal en de directe omgeving.....	18
3.3.2	Voorkeur van habitat	18
3.3.3	Voorkomen van rode aal	18
3.3.4	De actieradius van (rode) aal en zijn proisoorten	20
3.4	Conclusie	22
4	Trends van verontreinigende stoffen.....	27
4.1	Trends in aal	27
4.1.1	Vangstlocaties aal	27
4.1.2	Trends van dioxineachtige stoffen en PCB's	30
4.1.3	Kwik trends	31

4.2	Trends in zwevende stof	32
4.2.1	Wat is zwevende stof?	32
4.2.2	Geraadpleegde database	32
4.2.3	Eigenschappen van zwevende stof	33
4.2.4	Trends van dioxineachtige stoffen en PCB's.....	34
4.2.5	Kwik trends.....	36
4.3	Conclusie	37
5	Gehalten aan verontreinigende stoffen in zwevende stof en waterbodems als voorspeller van gehalten in aal.....	39
5.1	Zwevende stof als voorspeller van gehalten aan verontreinigende stoffen in aal	39
5.1.1	PCB's en dioxineachtige stoffen.....	39
5.1.2	Kwik.....	40
5.2	Gehalten in waterbodems als voorspeller van gehalten aan verontreinigende stoffen in aal	41
5.2.1	PCB's en dioxineachtige stoffen.....	42
5.2.2	Kwik.....	46
5.3	Voedselweb als verbinding tussen waterbodems en aal.....	46
5.4	Conclusie	48
6	Inschatten van humane en milieurisico's	51
6.1	Aanpak voor bepaling van humane risico's conform de Richtlijn Nader Onderzoek.	51
6.1.1	Stap M3 voor visconsumptie.....	51
6.1.2	Sedisoberekeningen stap M3 voor visconsumptie	52
6.1.3	Recreatie.....	52
6.1.4	Sedisoberekeningen stap M3 voor recreatie	53
6.1.5	Toetsing aan EU-normen voor levensmiddelen	53
6.2	Toetsing Nieuwe Merwede.....	54
6.2.1	Invoer en resultaten stap M3 via de route visconsumptie.....	54
6.2.2	Invoer en resultaten stap M3 via de route recreatie	54
6.2.3	Toetsing aan normen voor levensmiddelen	56
6.2.4	Conclusies Nieuwe Merwede	56
6.3	Toetsing Haringvliet.....	56
6.3.1	Invoer en resultaten stap M3 via de route visconsumptie.....	56
6.3.2	Invoer en resultaten stap M3 via de route recreatie	56
6.3.3	Toetsing aan normen voor levensmiddelen	57
6.3.4	Conclusies Haringvliet	57
6.4	Toetsing Brabantse Biesbosch	57
6.4.1	Invoer en resultaten stap M3 via de route visconsumptie.....	57
6.4.2	Invoer en resultaten stap M3 via de route recreatie	58
6.4.3	Toetsing aan normen voor levensmiddelen	59
6.4.4	Conclusies Brabantse Biesbosch	59
6.5	Ecotoxicologische risicobeoordeling	60
6.5.1	Risico voor de aal	60
6.5.2	Toetsing aan biotannormen.....	62

6.5.3	Effecten op toppredatoren.....	62
6.6	Conclusie	64
7	Conclusies en aanbevelingen.....	67
7.1	Conclusies deelvragen	67
7.2	Conclusies hoofdvraag	69
7.3	Aanbevelingen	69
7.3.1	No-regret maatregelen	69
7.3.2	Waterbodemkwaliteit meten op monitoringslocaties van aal.....	70
7.3.3	Aanvullende kennis omtrent snelheid waarmee effecten van waterbodemsanering doorwerken op kwaliteit van voedselwebs.....	70
7.3.4	Aanvullende kennis omtrent de ecologie van het Benedenrivierengebied	70
8	Referenties.....	73



De aal (©Jelger Herder/Buiten-Beeld).

1 Inleiding

Bij de beslissing of de verontreinigende waterbodems in het Benedenrivierengebied gesaneerd moet worden, speelt de aanwezigheid van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem en voor de mens een belangrijke rol. Eén van die risicopaden betreft de route via doorgifte en ophoping (bioaccumulatie) van verontreinigende stoffen in een voedselweb. Toppredatoren van dergelijke voedselwebs zijn vissen, vogels (vooral visetende) en ook mensen, als consument van vissen.

Door RIVO/IMARES worden sinds 1981 metingen uitgevoerd van de gehalten van bioaccumulerende stoffen in consumptievissen, die worden gevangen in verschillende wateren in Nederland. Eén van deze vissen is aal. In samenwerking met IMARES voert het RIKILT sinds 2006 ook op projectniveau metingen uit in aal. Metingen in rode aal uit het Benedenrivierengebied tonen aan dat deze gehalten aan verontreinigende stoffen bevatten die de Europese norm voor vis- en visproducten ruimschoots overschrijden. De gebieden, waar deze overschrijdingen in aal worden geconstateerd, komen overeen met gebieden, die binnen het saneringsprogramma van waterbodems voor rijkswateren zijn of worden gesaneerd (Tonkes e.a., 2008). Als de beoordelingssystematiek van de Handleiding Sanering Waterbodems (2008) wordt gevolgd dan blijkt dat de gehalten van de 7 standaard PCB's in aal leiden tot onaanvaardbare risico's voor de groep van mensen die aal consumeren uit eigen vangst (beroeps- en sportvissers, die meer dan 150 gram aal per maand eten). Omdat de constatering van onaanvaardbare risico's voor de mens volgens de Wet Bodembescherming tot de consequentie leidt dat (een deel van) de waterbodems gesaneerd moet worden, is de behoefte ontstaan voor uitgebreider onderzoek naar deze risico's.

Daarom heeft RWS Waterdienst aan Deltares en Wageningen IMARES gevraagd de volgende vragen te beantwoorden:

- 1) Heeft het zin de waterbodems in het Benedenrivierengebied te saneren om de gehalten aan verontreinigingen in aal in dit gebied naar beneden te krijgen? Hierbij ligt de focus op dioxinen, furanen, PCB's en kwik vanwege hun persistentie en giftigheid voor zowel mens als dier.
- 2) Op grond van het antwoord op deze vraag wil Rijkswaterstaat een oordeel kunnen maken of en welke delen van de waterbodems in het Benedenrivierengebied al dan niet gesaneerd moeten worden om de kwaliteit van aal in dit gebied te verbeteren.

In de aanloop naar de nieuwe Waterwet wordt steeds meer rekening gehouden met de kwaliteitsdoelstellingen van de Kaderrichtlijn Water. In de herziene Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems (februari 2008) is al in verschillende stappen in de risicobeoordeling rekening gehouden met de chemische en ecologische kwaliteitsdoelstellingen van de Kaderrichtlijn Water. Vanaf 2010 vallen waterbodemsaneringen niet meer onder de Wet Bodembescherming, maar onder de Waterwet. Hierin worden waterbodems als integraal onderdeel van het watersysteem beschouwd zonder dat normen en doelen specifiek voor waterbodems zijn gesteld. Het koppelen van de waterbodemskwaliteit aan beleidsdoelen voor het watersysteem, zoals vastgelegd in de KRW en andere relevante wetgeving (Waterwet of Natuurwetgeving), wordt daarmee erg belangrijk.

Momenteel wordt het Toetsingskader waterbodems (onder de Waterwet) opgesteld waarin de relatie tussen de waterbodemskwaliteit en de beleidsdoelen centraal staat. Dit project kan zorgen voor de onderbouwing van dat toetsingskader op dit onderdeel.

1.1 Politieke context

Zowel verontreinigde aal ten behoeve van humane consumptie als sanering van verontreinigde waterbodems zijn onderwerpen die in de politieke aandacht staan.

In april 2007 zijn er aan de ministers van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en Verkeer & Waterstaat (V&W) kamervragen gesteld over o.a. de relatie tussen verontreinigde waterbodems en met dioxineachtige stoffen verontreinigde aal in de grote rivieren en welke acties worden uitgevoerd om vervuilde waterbodems aan te pakken (zie bijlage A). De minister van LNV antwoordde per brief dat jaarlijks het Saneringsprogramma Waterbodems Rijkswateren aan de Tweede Kamer wordt aangeboden, waarin dit aspect wordt meegenomen. In dit programma staan de saneringen, die in het desbetreffende begrotingsjaar worden aangepakt en wordt een doorkijk naar de volgende jaren gegeven. De saneringen hebben als doel om onaanvaardbare risico's voor mens en milieu weg te nemen.

Recentelijk zijn door het lid Ouwehand van de Partij voor de Dieren (PvdD) aan de ministers van Volksgezondheid, Welzijn en Sport (VWS) en van LNV kamervragen gesteld over het hoge gehalte aan dioxines in vis (Ingezonden 17 oktober 2008)(Zie bijlage B). De vragen waren gericht op het advies van de Gezondheidsraad om 2 maal per week vette vis te eten, terwijl vette vis mogelijk hoge gehalten aan dioxineachtige stoffen kan bevatten. De minister antwoordt bij het advies van de Gezondheidsraad te blijven; de voordelen van het eten van vette vis wegen zwaarder dan mogelijke nadelen van vette vis. Daarnaast wordt wel afgeraden om geen zelfgevangen aal uit de grote Nederlandse rivieren te eten. Daar zit meer dioxine in dan verantwoord wordt geacht. Ook wordt liefhebbers van vis gewaarschuwd niet te veel vis te eten (niet meer dan vier keer per week vette vis eten). Hoeveelheden vis per consumptie worden echter niet vermeld.

In een poging om een negatieve trend van de aalstand te keren is in 2007 een Europees herstelplan aangenomen (Dekker, 2008). Dit Europese herstelplan schrijft voor dat de deelstaten, waaronder Nederland, voor 1 januari 2009 een beleidsplan ingediend moeten hebben, waarmee de internationale doelstelling, herstel van het historische bestand, moet worden gehaald. Het Nederlandse beleidsplan is op dit moment nog niet definitief, maar omvat onder andere een beperking van visserij tot 50%, door middel van sluiting van visserij in oktober en wellicht ook september. Ook worden maatregelen voorgesteld om de vismigratie te verbeteren, zoals aangepaste gemalen en vistrappen.

1.2 Doel

De hierboven reeds aangegeven hoofdvraag 'Heeft het zin de waterbodem in het Benedenrivierengebied te saneren om de gehalten aan verontreinigingen in aal in dit gebied naar beneden te krijgen?' zal in twee delen worden uitgewerkt:

Rapport-1: een weergave van de feitelijke kennis omtrent aal in het Benedenrivierengebied. Een belangrijk doel van dit rapport is het wegnemen van vele onduidelijkheden over de relatie tussen de aal en de kwaliteit van zijn leefomgeving. Rapport 1 omvat de volgende deelvragen:

- a. Welke karakteristieken heeft een aal die van belang zijn voor de relatie tussen aal en zijn leefomgeving?
- b. Wat is de ontwikkeling van verontreinigingen (dioxineachtige stoffen en kwik) in aal en zwevende stof in het Benedenrivierengebied, zoals gemeten in de afgelopen 10 jaar?
- c. Wat is de relatie tussen de verontreinigingsgraad van aal en die van zijn leefomgeving (zwevende stof, waterbodem, voedselketen). Kunnen gehalten aan verontreinigende stoffen (dioxineachtige stoffen en kwik) in de leefomgeving (specifiek in de Nieuwe Merwede, het Haringvliet en de Brabantse Biesbosch) dienen als voorspeller van gehalten in aal?

- d. Wat zijn de humane en de ecologische risico's van verontreinigingen in aal in het Benedenrivierengebied volgens de Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems (2007) en de EU-regelgeving (incl. KRW-doelen)?

Op basis van de kennis gepresenteerd in dit rapport wordt in een volgend rapport (rapport 2) een visie opgesteld.

Rapport-2: een presentatie van een onderbouwde visie met het oog op waterbodemsanering en verontreinigingen in aal. Dit rapport wordt afzonderlijk van het huidige rapport uitgebracht en heeft als deelvragen:

- a. Wat is de doelmatigheid, haalbaarheid en wenselijkheid van een sanering van de waterbodem om de ecologische en humane risico's van de waterbodem (met name met betrekking tot aal) weg te nemen of in ieder geval substantieel te verminderen?
- b. Hoe vindt risicobeoordeling momenteel plaats en is hier binnen de bestaande beleidskaders nog een verbetering te maken?

1.3 Doelgroep

De doelgroep van het rapport is breed en omvat iedereen die te maken heeft met water(bodem)kwaliteitsbeheer, natuurbeheer en (sport)visserij.

1.4 Terminologie

Er is overeengekomen dat in overleg en rapportages consistent de wetenschappelijke naam 'aal' (latijnse soortnaam *Anguilla anguilla*) zal worden gebruikt, en niet 'paling'. In het merendeel van het rapport wordt er gesproken over 'rode aal'. Dit is de fase in de levenscyclus van de aal, waarin een aal van glasaal uitgroeit tot schieraal en vrij plaatsgebonden is (zie 3.1).

1.5 Leeswijzer

In **hoofdstuk 2** staan de eigenschappen van de in aal zich ophopende stoffen beschreven: dioxinen, furanen, PCB's en kwik. **Hoofdstuk 3** geeft een beschrijving van de ecologische kenmerken van de aal, zoals levensstadia, habitat, voedsel en verspreiding. Deze kennis wordt gebruikt om te bepalen wat de belangrijkste kenmerken zijn die mede van invloed zijn op de relatie tussen verontreinigingen in de aal en die in zijn leefomgeving. In **hoofdstuk 4** worden de ontwikkelingen in de gehalten van verontreinigingen in aal en in het zwevende stof in het Benedenrivierengebied gepresenteerd aan de hand van trendgrafieken. Deze zijn van belang voor het achterhalen of de aalkwaliteit meer wordt beïnvloed door de gehalten in het water/zwevend stof of door de gehalten in de waterbodem. Daarnaast kan de kwaliteit van het aangevoerde sediment een voorspeller zijn van de toekomstige bodemkwaliteit. **Hoofdstuk 5** geeft weer in hoeverre gehalten aan verontreinigende stoffen in zwevende stof en de waterbodem als voorspeller gebruikt kunnen worden voor gehalten in aal. In **hoofdstuk 6** wordt aangegeven wat de humane en ecologische risico's zijn van de verontreinigingen in aal in het Benedenrivierengebied. Dit vindt op drieërlei wijze plaats: 1) aan de hand van toetsing van waterbodemgehalten aan de MTR_{humaan} met behulp van het programma Sedisoil; 2) door vergelijking van gehalten in aal met Europese normen voor levensmiddelen en biota; 3) door een inschatting te maken van risico's voor de aal en zijn predatoren aan de hand van bestaande kennis. Hierbij wordt tevens ingegaan op het verband tussen de afname van de aalpopulatie en het voorkomen van verontreinigingen in zijn leefomgeving. In **hoofdstuk 7** staan de conclusies en aanbevelingen verwoord.



Vissersboot, uitgerust voor aalvisserij (© Ruben Schipper).

2 Verontreinigende stoffen

Een aantal verontreinigende stoffen komt in hoge gehalten voor in aal van het Benedenrivierengebied. Dit zijn de organische microverontreinigingen dioxinen, furanen en PCB's en het metaal kwik. Vanwege hun giftigheid kunnen deze stoffen een risico vormen met het oog op humane consumptie en ecologische kwaliteit. In dit hoofdstuk komen de bekendste karaktereigenschappen en giftige eigenschappen van deze stoffen aan de orde, en worden de principes van bioaccumulatie en TEQ-waarden toegelicht.

2.1 Stofeigenschappen

2.1.1 Dioxinen en furanen

Dit betreffen de zogenaamde Dibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en Dibenzofuranen (PCDF's). PCDD's en PCDF's worden niet commercieel geproduceerd maar worden gevormd als bijproduct bij o.a. verbrandingsprocessen en industriële processen, waarbij chloor aanwezig is. Ook in vuilverbrandingsinstallaties kunnen dioxinen ontstaan, bijvoorbeeld als PVC bij een te lage temperatuur wordt verbrand.

Een aantal andere stoffen vertonen een dioxineachtige giftige werking, zoals dioxineachtige PCB's (zie hieronder) en dioxineachtige PAK's. De giftigheid van deze stoffen is echter veel lager dan die van dioxinen en furanen.

Dioxinen en furanen zijn stoffen die slecht afbreken in het milieu. Ze zijn slecht oplosbaar in water en binden in het milieu snel aan deeltjes (zwevende stof, organisch stof e.d.). In de bodem levende dieren kunnen dioxinen en furanen opnemen via verschillende routes, zoals door het eten van bodemdeeltjes waar de stoffen aan gebonden zijn of door opname van de lage gehalten in het poriewater via de huid. Voor grotere dieren als vissen is de belangrijkste opnameroute het eten van bodemdieren, die deze stoffen hebben opgenomen. Opname via de kieuwen en huid is minder van belang, omdat de stoffen slecht in water oplossen. Ondanks dat dioxinen en furanen tot bovenin een voedselweb worden aangetroffen vindt ophoping van deze stoffen met name laag in een voedselweb plaats.

In Tabel 2.1 en Tabel 2.2 zijn de belangrijkste kenmerken van dioxinen en furanen weergegeven. Internationale richtlijnen voor deze stofgroepen staan in Tabel 2.3 beschreven.

2.1.2 PCB's

Polychloorbifenylen (PCB's) bestaan uit 209 verschillende moleculen, de zogenaamde congenere. PCB's kunnen op basis van structuur en toxische effecten in twee groepen worden verdeeld: dioxineachtige PCB's en niet-dioxineachtige PCB's. Tot de dioxineachtige PCB's behoren de PCB's met een platte structuur: de non-ortho (PCB-77, -81, -126, -169) en mono-ortho PCB's (PCB-105, -114, -118, -123, -156, -157, -167, -189). De effecten van deze stoffen zijn vergelijkbaar met die van dioxinen en furanen, al is de absolute giftigheid van deze individuele PCB's lager dan die van dioxinen. Niet-dioxineachtige PCB's hebben een niet-platte structuur en bestaan uit de overige 197 congenere.

PCB's komen niet van nature in het milieu voor. Ze zijn onder andere toegepast als isolatievloeistof in transformatoren, als hydraulische vloeistof, koelvloeistof en weekmaker in kunststoffen. Productie en gebruik van PCB's is sinds 1985 verboden in Nederland, maar ze kunnen nog steeds vrijkomen uit oude transformatoren, die relevante hoeveelheden PCB's bevatten.

Net als bij dioxinen en furanen zijn PCB's over het algemeen slecht oplosbaar in water, vooral de grotere congenen. De opname door dieren vindt plaats op een vergelijkbare manier als bij dioxinen en furanen. PCB's hopen in hoge mate op in organismen, met name bovenin een voedselweb.

In Tabel 2.1 en Tabel 2.2 zijn de belangrijkste kenmerken van dioxineachtige en niet-dioxineachtige PCB's weergegeven, en de relevante internationale richtlijnen in Tabel 2.3.

2.1.3 Kwik

Kwik is een zwaar metaal, dat van nature voorkomt (bijvoorbeeld uit bronnen zoals vulkanen), maar ook door de mens in het milieu wordt gebracht. Belangrijke bronnen zijn verbranding van kolen, chloor/alkali-industrie en gebruik in producten, zoals in amalgaam t.b.v. vullingen, in meet- en regelapparatuur, en in batterijen.

In water en waterbodem komt kwik vooral voor als anorganische kwikverbinding. In water is het meeste kwik (tot 95%) gebonden aan de in het water zwevende deeltjes. Met name in de bodem kunnen micro-organismen anorganisch kwik omzetten in methyلكwik. Methyلكwik wordt in vergelijking tot anorganisch kwik gemakkelijker door waterorganismen opgenomen en langzamer uitgescheiden. In water en waterbodem is slechts 0,01-10% van het kwik gemethyleerd, maar in waterorganismen komt kwik gedeeltelijk of grotendeels voor als methyلكwik: in algen is ongeveer 15% van het kwik methyلكwik, in invertebraten (zoals schelpdieren) 20-50%, en in vissen 80-99% (Slooff e.a., 1994; Pieters & Geuke, 1994).

De opname door dieren vindt zowel plaats via opname van m.n. anorganisch kwik uit het water (via kieuwen of huid) als door het eten van prooidieren, die kwik (m.n. methyلكwik) bevatten. Methyلكwik hoopt op in organismen, vooral bovenin een voedselweb.

In Tabel 2.1 en Tabel 2.2 staan de belangrijkste kenmerken van kwik weergegeven. De relevante richtlijnen m.b.t. milieu en humane consumptie staan aangegeven in Tabel 2.3.

Tabel 2.1 Stofeigenschappen van dioxinen, furanen, PCB's en kwik.

Stofgroep	Gedrag in aquatisch milieu	Afbreekbaarheid	Opname en ophoping
Dioxinen en furanen	Hechten aan organische deeltjes in water en waterbodem	Worden nauwelijks afgebroken in het milieu	Worden opgenomen via water, waterbodem en m.n. voedsel. Hopen op in waterbodems en lagere organismen. Ophoping in hogere organismen vindt nauwelijks plaats. Worden opgeslagen in vet van dieren.
PCB's	Hechten aan organische deeltjes in water en waterbodem	Worden nauwelijks afgebroken in het milieu	Worden opgenomen via water, waterbodem en m.n. voedsel. Hopen op in waterbodems en in sterke mate in hogere organismen. Worden opgeslagen in vet van dieren.
(Methyl)Kwik	Komt in water en bodem voornamelijk voor in anorganische vorm, als kwik(II)verbindingen. Hecht aan deeltjes in water en waterbodem.	Wordt niet afgebroken in het milieu	Wordt opgenomen via water, waterbodem en voedsel. Methyلكwik hoopt op in voedselketen. Accumuleert m.n. in lever, nieren en lymfeklieren.

Tabel 2.2 Giftigheid van dioxinen, furanen, PCB's en kwik voor het aquatische milieu en de mens.

Stofgroep	Giftigheid voor aquatisch milieu	Giftigheid voor mens
Dioxinen en furanen	Negatieve effecten op voedselopname, gewicht, voortplanting, ontwikkeling, immuunsysteem en gedrag	Huidaandoeningen (chlooracné), leverbeschadiging, schade immuunsysteem, schade voortplantingstelsel, ontwikkelingsstoornissen, kankerverwekkend
Dioxineachtige PCB's	Negatieve effecten op voedselopname, gewicht, voortplanting, ontwikkeling, immuunsysteem en gedrag	Huidaandoeningen (chlooracné), leverbeschadiging, schade immuunsysteem, schade voortplantingstelsel, ontwikkelingsstoornissen, kankerverwekkend
PCB's	Narcose effecten op evertibraten, vissen, vogels en zoogdieren; immunotoxiciteit evertibraten en zoogdieren; effecten op hormoonhuishouding, zenuwstelsel en lever zoogdieren	Ontwikkelingsstoornissen, stimuleren tumorgroei
(Methyl)Kwik	Acuut giftig voor lagere organismen in het water. Negatieve effecten op voortplanting, groei, gedrag, metabolisme, osmoregulatie, zuurstofuitwisseling	Negatieve effecten op ontwikkeling zenuwstelsel, hart- en vaatstelsel, immuunsysteem, voortplantingsorganen. Mogelijk carcinogeen. Dodelijk bij hoge dosis.

Tabel 2.3 Relevante internationale richtlijnen voor dioxinen, furanen, PCB's en kwik.

Stofgroep	Relevante milieuriichtlijnen	Relevante humane richtlijnen
Dioxinen en furanen	OSPAR-lijst 'chemicals for priority action' UNEP POP UNECE POP	EU verhandelnorm voor o.a. visvlees en aal
Dioxineachtige PCB's	OSPAR-lijst 'chemicals for priority action' UNEP POP UNECE POP	EU verhandelnorm voor o.a. visvlees en aal
PCB's	OSPAR-lijst 'chemicals for priority action' KRW - overige relevante stof 76/464-EU richtlijn UNEP POP UNECE POP	EU verhandelnorm voor o.a. visvlees en aal
(Methyl)Kwik	OSPAR-lijst 'chemicals for priority action' KRW – prioritaire gevaarlijke stof	EU verhandelnorm voor o.a. visvlees en aal

2.2 Opname van verontreinigende stoffen in biota

Verontreinigende stoffen kunnen op verschillende manieren worden opgenomen door dieren. Wateroplosbare stoffen zullen vooral via de waterfase worden opgenomen via diffusie (via huid of kieuwen) en filtratie. Stoffen die slecht oplossen in water binden zich sterk aan in het water aanwezige deeltjes en aan bodemdeeltjes. Dit betekent niet dat deze vervolgens niet beschikbaar zijn voor opname door dieren. Deze deeltjes kunnen via filtratie door schelpdieren of het eten van waterbodemdeeltjes (door bijvoorbeeld wormen) alsnog in dieren terechtkomen. Ook is er in de waterbodem altijd enige mate van evenwicht tussen de in poriewater opgeloste fractie en de fractie, die gebonden is aan waterbodemdeeltjes. In het poriewater speelt dus alsnog de route van diffusie via de huid van in waterbodem levende dieren een rol.

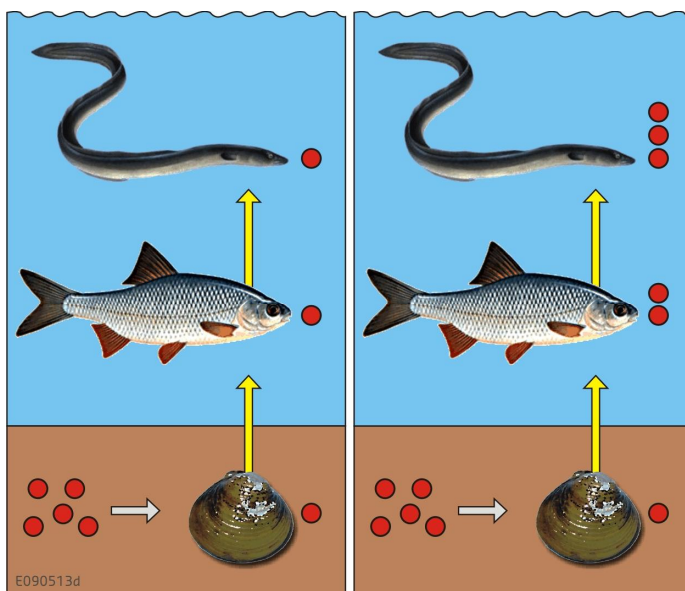
Er zijn allerlei factoren die deze beschikbaarheid van stoffen om opgenomen te worden (de zogenaamde biobeschikbaarheid) kunnen beïnvloeden. Voor dioxinen, furanen, PCB's en methylkwik geldt dat hoe meer organisch koolstof in de waterbodem aanwezig is, hoe

sterker deze verontreinigende stoffen kunnen binden aan de waterbodem. Hoe sterker de binding aan waterbodemdeeltjes, hoe minder de stoffen direct beschikbaar zijn voor opname als gevolg van diffusie. Hierbij moet worden opgemerkt dat organische verontreinigingen die nog relatief "goed" in water oplossen ook via de kieuwen opgenomen kunnen worden. Dit geldt voor verscheidene pesticiden zoals lindaan, maar ook, zij het in mindere mate, voor lager gechloroerde PCB's (vuistregel nummer PCB lager dan 100). Ook is uit studies met karper geconcludeerd dat opname uit sediment op kan treden, Moermond en anderen (2004) berekenden dat van de totale opname van bv PCB-153 door karper 10% wordt opgenomen uit slib.

Daarnaast is het van belang aan wat voor soort deeltje de verontreinigende stof gebonden is (McLeod e.a., 2004). In de waterbodem en in het water zijn allerlei deeltjes aanwezig, zoals algen, minerale deeltjes en koolresten (Black Carbon). Op het moment dat een stof aan een alg bindt zal het door vertering van de alg relatief makkelijk kunnen worden opgenomen in een organisme. Als daarentegen een stof gebonden is aan koolresten in de bodem zal de stof vrijwel niet kunnen worden opgenomen. Dit komt door de sterke binding van de stof aan het Black Carbon en het feit dat het Black Carbon zelf moeilijk verteerbaar is voor dieren. Zowel het Black Carbon als de verontreinigende stof zullen vrijwel in zijn geheel weer worden uitgescheiden.

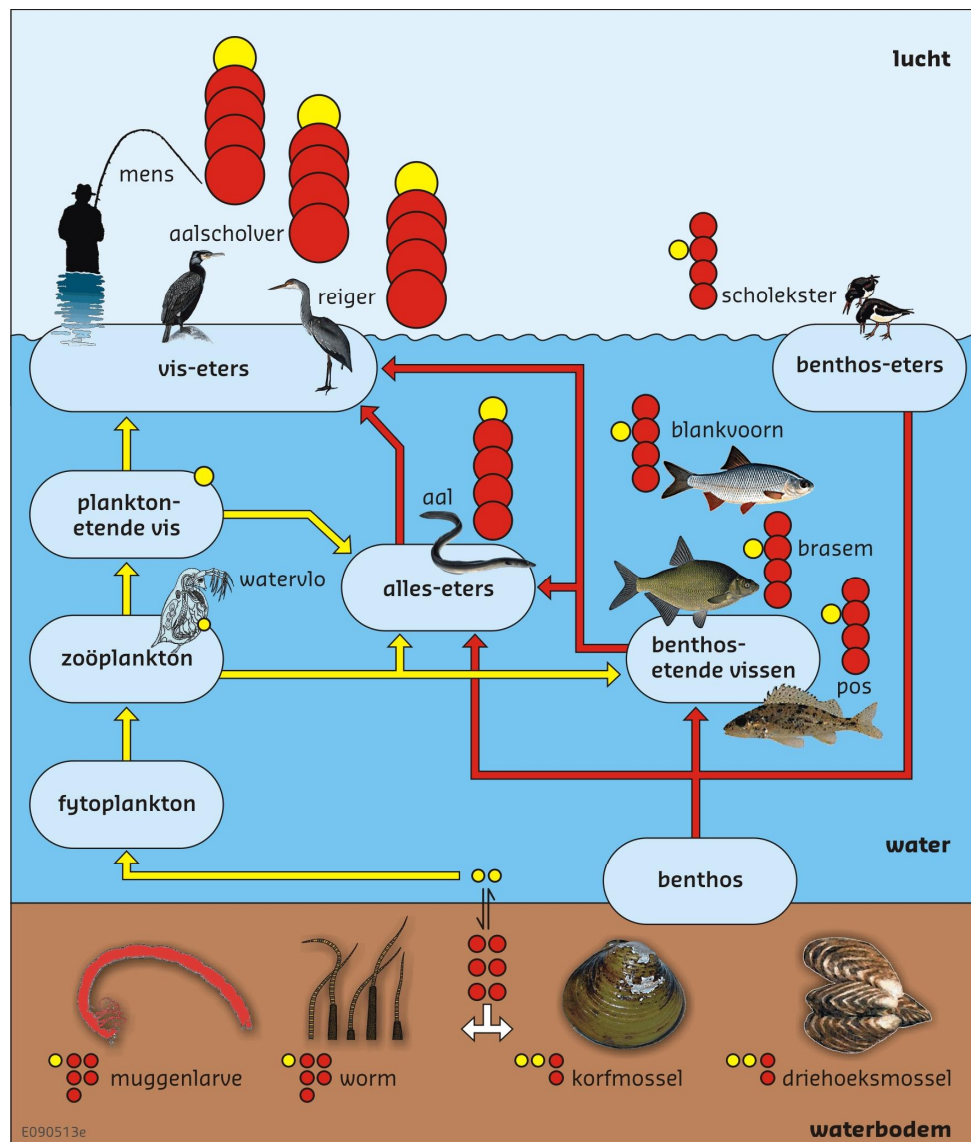
2.3 Doorvergifting en bioaccumulatie van verontreinigende stoffen

Op het moment dat verontreinigende stoffen door dieren zijn opgenomen, kunnen ze in een voedselweb worden doorgegeven. Het principe van een voedselketen of voedselweb is dat dieren in een ecosysteem met elkaar verbonden zijn, doordat ze elkaar eten. Dit kan weergegeven worden aan de hand van een vereenvoudigde voedselketen (Figuur 2.1), waarin slechts één mogelijke prooi-soort van de aal is opgenomen, namelijk een blankvoorn (*Rutilus rutilus*), en slechts één mogelijke prooi-soort van de blankvoorn, namelijk een Aziatische korfmossel (*Corbicula fluminea*). Een predator in een voedselweb is het dier dat een ander dier (de prooi-soort) eet. In werkelijkheid hebben zowel aal (zie paragraaf 3.2.1) als blankvoorn tal van mogelijke prooi-soorten en wisselt dit per grootte van de vis, per seizoen en ook per leefomgeving. Deze meer complexe voedselrelatie wordt een voedselweb genoemd (Figuur 2.2).



Figuur 2.1 Versimpelde weergave van de voedselketen van de aal in het Benedenrivierengebied: korfmossel - blankvoorn - aal. De gele rondjes geven een verontreinigende stof aan. Linkerkolom: doorgifte van een verontreinigende zonder ophoping (illustratief voor dioxinen); rechterkolom: doorgifte en ophoping van een verontreinigende stof (illustratief voor PCB's).

Op het moment dat een predator een verontreinigde prooi soort eet, zal de predator ofwel de verontreinigende stof direct uitscheiden, ofwel afbreken en vervolgens uitscheiden, ofwel opslaan. Op het moment dat een predator de stof niet kan afbreken of uitscheiden is er sprake van doorvergiftiging van een verontreinigende stof of, zoals het proces in het Engels wordt genoemd, 'trophic transfer' (zie Figuur 2.1, linker kolom). Zodra verontreinigende stoffen ophopen in een predator is er sprake van bioaccumulatie (zie Figuur 2.1, rechter kolom, en Figuur 2.2). Bioaccumulatie geeft dus de mate van ophoping van stoffen in organismen weer en is een resultante van de volgende processen: bioconcentratie (vermogen tot ophoping van stoffen uit omringend milieu, cq. water, bodem in organisme), biomagnificatie (vermogen tot ophoping van stoffen uit voedsel van organisme), metabolisme (vermogen afbraak van stoffen uit organisme) en uitscheiding. Zo kunnen gehalten aan verontreinigende stoffen in het milieu uiteindelijk op hogere trofische niveaus in een voedselweb nadelige effecten veroorzaken.



Figuur 2.2 *Versimpelde versie van een voedselweb van de aal in het Benedenrivierengebied. De rode rondjes geven blootstelling van een verontreinigende stof via de waterbodem weer. Gele rondjes geven blootstelling via het water weer. Het aantal rondjes geeft de verhouding tussen opname via de waterbodem en die via het water weer. Deze verhouding varieert en is afhankelijk van de verontreinigende stof. Hoe meer of hoe groter het rondje, hoe groter de hoeveelheid verontreinigende stof. In dit voorbeeld vindt ophoping plaats in het voedselweb; de grootste rondjes worden boven in het web ('vis-eters') aangetroffen.*

Apolaire organische microverontreinigingen, zoals PCB's, worden opgeslagen in de vetreserves van de predator. De combinatie van een hoog vetgehalte in de aal en de plaats hoog in de voedselketen maken dat alen relatief hoge gehalten aan verontreinigende stoffen bevatten in vergelijking met andere (roof)vissen. Een aal die veel vis eet, kan dus hoge gehalten aan deze stoffen bevatten. Een aal die naast vis ook graag organismen lager in een voedselweb eet, omdat die in zijn omgeving ruim voorhanden zijn, bevat lagere gehalten aan deze stoffen. Het voedsel bepaalt dus in grote mate hoeveel verontreinigende stoffen worden opgenomen.

2.4 Normen in biota

2.4.1 Kaderrichtlijn Water normen

De Kaderrichtlijn Water (Richtlijn 2008/105/EG KRW Prioritaire Stoffen) heeft normen afgeleid voor een aantal prioritaire of prioritaire gevaarlijke stoffen (EU, 2008). Deze Milieu Kwaliteit Normen (MKN) worden getoetst aan gehalten in oppervlaktewater van een waterlichaam en uitgedrukt als totale concentratie in een volledig watermonster. Alleen voor metalen hebben de MKN betrekking op de opgeloste fractie in water. De MKN voor oppervlaktewateren bieden bescherming tegen doorvergiftiging naar hogere organismen zoals vogels en zoogdieren.

Een belangrijke factor die vaak wordt gebruikt in de beoordeling van stoffen is de Bioconcentratiefactor (BCF). Dit is de verhouding tussen de concentratie van de stof in een organisme en de concentratie van die stof in het omringende milieu (water cq. bodem) in de evenwichtstoestand.

Vooraf stoffen met een lipofiel karakter hebben de neiging tot bioaccumulatie. De lipofiliteit van een stof wordt uitgedrukt in de octanol-water partiticoëfficiënt (log Kow); een stof met een hoge log Kow coëfficiënt heeft over het algemeen een grote neiging om in vet te accumuleren en bijgevolg ook een groter vermogen tot bioaccumulatie. Voor de prioritaire stoffen van de KRW is gesteld dat als een stof een log Kow heeft groter dan 3, of een BCF groter dan 100, het aspect doorvergiftiging mee moet worden genomen in de risicobeoordeling. Dit betekent dat of met behulp van experimentele gegevens of met modelberekeningen van BCF en biomagnificatiefactor (BMF, de ratio tussen gehalte in een organisme versus gehalte in de prooisort van dit organisme) waarden bepaald worden of er additionele risico's zijn voor hogere trofische niveaus. Wanneer deze additionele risico's op doorvergiftiging aanwezig zijn, dan wordt bij de vaststelling van de norm met het criterium doorvergiftiging rekening gehouden. Deze norm kan vastgesteld worden voor concentraties in biota of concentraties in de waterfase.

Kritieke concentraties van stoffen met een bioaccumulerend vermogen worden het meest nauwkeurig bepaald in biota zelf. Ze worden dan uitgedrukt in µg/kg voedsel (natgewicht). Gebruik makend van BCF en BMF-waarden kan voor deze biota-normen een corresponderende concentratie in het oppervlaktewater afgeleid worden volgens onderstaande formule:

$$MKN_{doorvergiftiging,water}[\mu g / l] = \frac{MKN_{doorvergiftiging,biota}[\mu g / kg]}{BCF[l / kg] * BMF}$$

Voor een drietal stoffen kunnen MKN voor oppervlaktewateren niet bescherming bieden tegen indirecte effecten en doorvergiftiging in voedselwebs, omdat omrekening naar een waternorm te veel onzekerheden bevat. Daarom zijn voor deze drie stoffen, te weten hexachloorbutadieen, hexachloorbenzeen en kwik, MKN voor biota vastgesteld binnen de KRW. Lidstaten kunnen zelf kiezen tussen monitoring en toepassing van deze MKN voor biota of voor de vaststelling van strengere MKN voor oppervlaktewateren, die hetzelfde beschermingsniveau bieden. In Roex e.a. (2009) is onderzocht wat deze MKN-normen voor

Tabel 2.4 Europese normen voor visproducten, schaal- en weekdieren (EG nr 1881/2006, 19 december 2006).

Dier	Stof	Norm	Eenheid
Visvlees	Kwik (Hg)	0,5	mg/kg versgewicht
Aal	Kwik (Hg)	1	mg/kg versgewicht
Snoek	Kwik (Hg)	1	mg/kg versgewicht
Schaaldieren	Kwik (Hg)	0,5	mg/kg versgewicht
Visvlees	Som dioxinen en furanen	4	pg TEQ/g versgewicht
Aal	Som dioxinen en furanen	4	pg TEQ/g versgewicht
Schaaldieren	Som dioxinen en furanen	4	pg TEQ/g versgewicht
Visvlees	Totaal diox.acht.stoffen	8	pg TEQ/g versgewicht
Aal	Totaal diox.acht.stoffen	12	pg TEQ/g versgewicht
Schaaldieren	Totaal diox.acht.stoffen	8	pg TEQ/g versgewicht

biota betekenen voor het Nederlandse waterbeheer en de inrichting van het KRW-monitoringsprogramma.

De MKN voor methylkwik in biota is 0,02 mg/kg of 20 µg/kg versgewicht (EU, 2008). Voor vissen geldt dat kwik in vis voor vrijwel 100% (80-99%) bestaat uit methylkwik. De MKN kan daarom direct worden vergeleken met gehalten aan totaal kwik in een vis. Voor schelpdieren en andere ongewervelden is het percentage methylkwik van het totaal kwik ongeveer 50% (Pieters & Geuke, 1994). Dit betekent dus ook dat hier rekening meegehouden moet worden als totale kwikgehalten in schelpdieren en andere ongewervelden worden getoetst aan de MKN voor methylkwik.

Daarnaast geldt voor een aanvullende 14 prioritaire of prioritaire gevaarlijke stoffen, dat lidstaten regelingen moeten treffen voor de analyse van langetermijntendensen in sediment en/of biota. Hierbij is gesteld dat concentraties van deze stoffen niet significant mogen toenemen in sediment en/of de betrokken biota. Roex e.a. (2009) heeft eveneens bestudeerd wat deze verplichting betekent voor het Nederlandse waterbeheer en de inrichting van het KRW-monitoringsprogramma.

Dioxinen, furanen en PCB's maken geen deel uit van de KRW prioritaire lijst. Derhalve is er voor deze stoffen geen MKN. Wel worden zowel dioxinen als PCB's genoemd in Bijlage 3 van de Dochterrichtlijn Prioritaire stoffen (EU, 2008). Dit is de lijst aan stoffen die dienen te worden geëvalueerd met het oog op de mogelijke identificatie ervan als prioritaire stof of prioritaire gevaarlijke stof.

Voor dioxineachtige stoffen is er geen betrouwbare BCF-waarde uit te rekenen. Dit komt omdat deze stoffen slecht oplosbaar zijn in water en een groep aan congenere omvatten, elk met een eigen wateroplosbaarheid en opnamecapaciteit.

2.4.2 Normen voor humane consumptie

Tabel 2.4 geeft een overzicht van de Europese normen voor visvlees (en soms specifiek voor aal).

2.5 Het gebruik van TEQ's

Kwantificering van de totale giftigheid van een mengsel van dioxinen en dioxineachtige stoffen gebeurt op basis van zogenaamde TEF-waarden (Toxische Equivalentie Factor), die afzonderlijk toegekend zijn aan elke dioxineachtige stof (Tabel 2.5). De stof 2,3,7,8-TCDD is als meest giftige stof de referentieverbinding en krijgt een TEF-waarde van 1. Het vermogen van de 209 verschillende PCB-congeneren om een dioxineachtige werking uit te oefenen, loopt uiteen. Voor de dioxineachtige PCB's is de potentie aanmerkelijk groter dan voor de

overige. Daarnaast bevatten ook bepaalde PAK's een dioxineachtige activiteit. Deze zijn in dit rapport niet meegenomen. De gebruikte TEF-waarden zijn vastgesteld door de WHO, waarbij de gevoeligheid van diverse dieren voor dioxineachtige stoffen zijn meegenomen. In 2005 zijn nieuwe TEF-waarden vastgesteld. Echter, om te kijken of het TEQ-gehalte in aal voldoet aan de EU-warenwetnormen moeten de TEQ-waarden worden berekend met de oude TEF-waarden uit 1998. Dit is in dit rapport gedaan.

Uiteindelijk kan de TEQ berekend worden door het gehalte van een congener in een monster te vermenigvuldigen met de TEF-waarde, en de som-TEQ door alle berekende TEQ's van de afzonderlijke congenen bij elkaar op te tellen. De som-TEQ geeft dus de giftigheid in een monster weer als gehalte van de meest giftige dioxineachtige stof (2,3,7,8-TCDD). De som-TEQ kan berekend worden voor zowel sediment als biota. Het profiel van stoffen die de uitkomst van een som-TEQ bepalen kunnen echter wel verschillen. Zo leveren in biota vooral dioxineachtige PCB's de grootste bijdrage aan de som-TEQ, terwijl in sediment dit meestal dioxinen en furanen zijn.

Tabel 2.5 Toegepaste TEF-waarden van dioxineachtige stoffen (Machala e.a., 2001).

Congeneer	TEF-waarde
<i>Di-benzo-p-dioxinen</i>	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PnCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
OCDD	0,0001
<i>Dibenzofuranen</i>	
2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PnCDF	0,05
2,3,4,7,8-PnCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
OCDF	0,0001
<i>Non-ortho PCB's</i>	
PCB 77	0,0001
PCB 81	0,0001
PCB 126	0,1
PCB 169	0,01
<i>Mono-ortho PCB's</i>	
PCB 105	0,0001
PCB 114	0,0005
PCB 118	0,0001
PCB 123	0,0001
PCB 155	0,0005
PCB 157	0,0005
PCB 167	0,00001
PCB 189	0,0001

2.6 Conclusie

In aal uit het Benedenrivierengebied worden regelmatig hoge gehalten aan dioxinen, furanen en PCB's en kwik gevonden. Deze stoffen kunnen vanwege hun giftigheid een risico vormen met het oog op humane consumptie en ecologische kwaliteit. Ze zijn over het algemeen slecht oplosbaar in water en binden zich aan bodemdeeltjes. Ze komen met name in aal terecht, doordat deze verontreinigde prooidieren eten. Hoe hoger een dier in een voedselweb staat, hoe hoger deze stoffen zich in het dierlijk weefsel kunnen ophopen.



Een blauwe reiger met een aal als prooi (© Hans Gebuis/Buiten-Beeld).

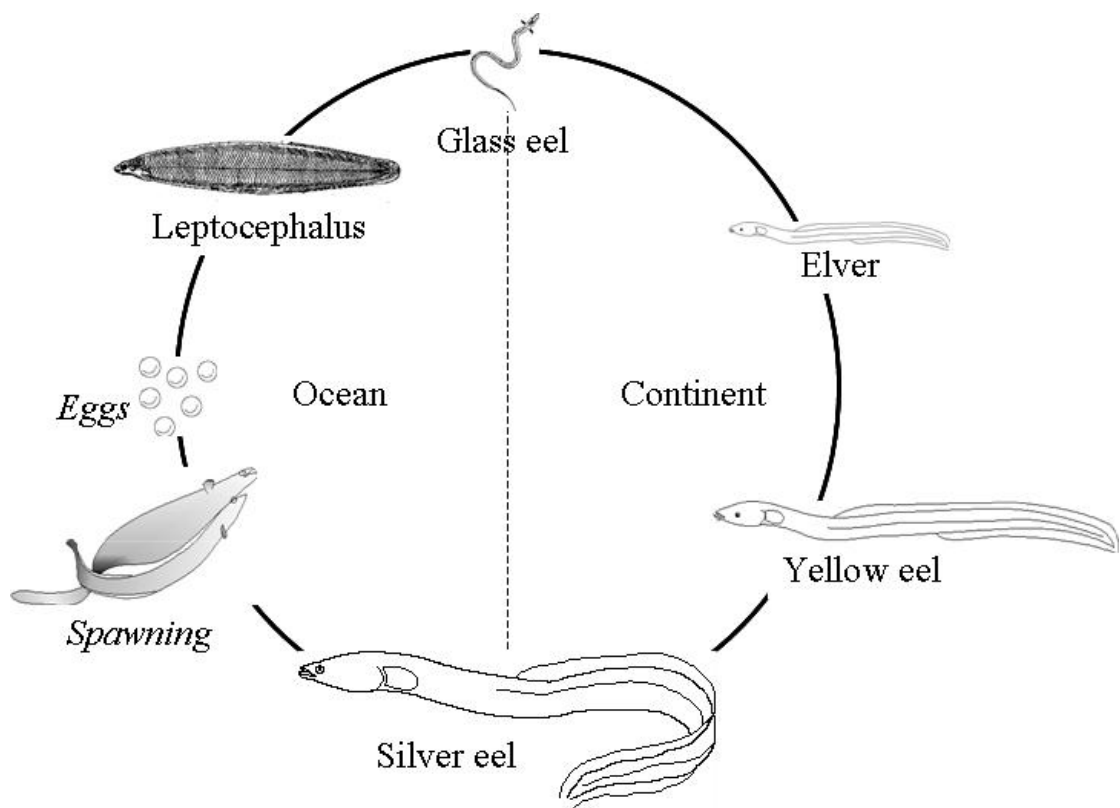
3 Autoecologie aal

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de autoecologie, ofwel de ecologische kenmerken van de aal. Deze zijn van belang voor het bepalen van de relatie tussen verontreinigingen in aal en die in zijn leefomgeving. De ecologische kenmerken zijn onderverdeeld in levenscyclus, plaats in een voedselweb en het leefgebied van rode aal.

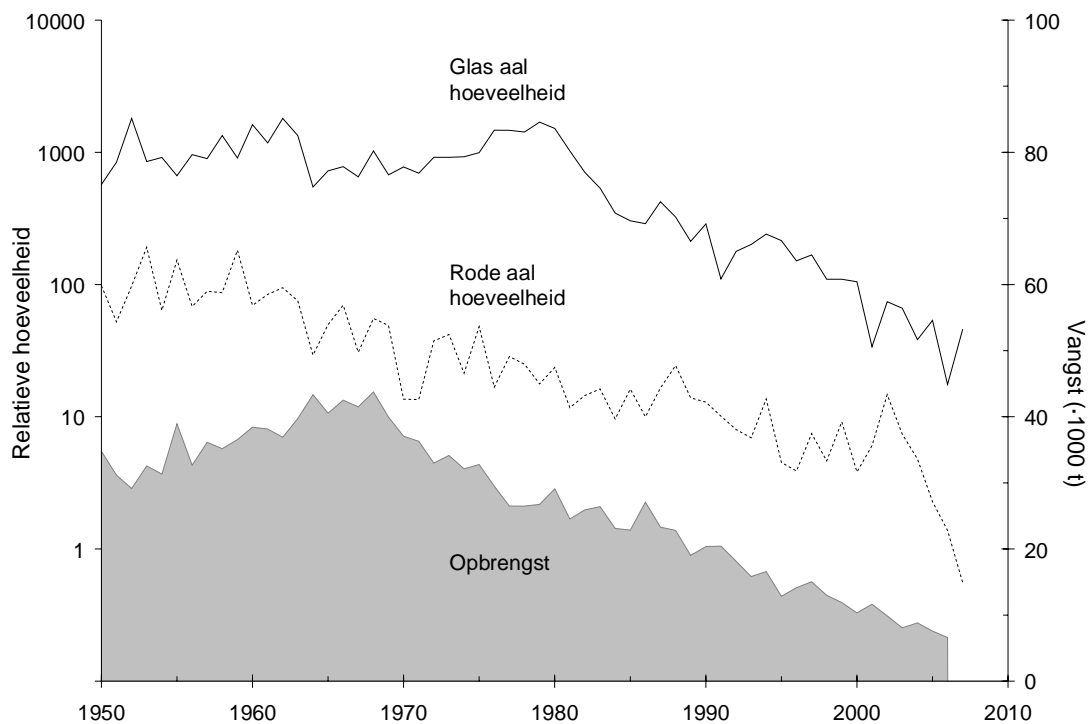
3.1 Levenscyclus van de aal

De Europese aal (*Anguilla anguilla*, Linnaeus 1758) komt voor in noord-, west- en zuid-Europese en noord-Afrikaanse kustgebieden en binnenwateren. Het is de enige van de wereldwijd 17 beschreven soorten in het genus *Anguilla*, die in Europa voorkomt (Sinha & Jones, 1975). De levenscyclus van de aal is complex en fascinerend (Sinha & Jones, 1975; Tesch, 1999; zie Figuur 3.1). De volwassen aal, of schieraal, paait op de Atlantische Oceaan, en sterft hierna. Zowel het paaien als de eieren zijn nooit in de natuur waargenomen. Het wordt vermoed dat het paaien plaats vindt in de nabijheid van de Sargasso zee aangezien er kleine aallarven, of *Leptocephalus* larven, zijn waargenomen in de buurt hier van. De aallarven (in de vorm van transparante 'blaadjes') zwemmen of drijven op de warme golfstroom, en bereiken de kustwateren van Europese landen, inclusief de kustwateren van alle aan de Middellandse zee gelegen landen via de straat van Gibraltar.

Op het continentale vlak maken de aallarven een transformatie door tot glasaal bij een grootte van ongeveer 8 cm (Tesch, 1999), waarbij zij rolrond en transparant worden. De glasalen verzamelen zich in kustwateren, en alhoewel een gedeelte in zout of brak water blijft, zwemt een groot gedeelte de binnenwateren in zodra deze een temperatuur hebben



Figuur 3.1 Levenscyclus van de Europese zoetwater aal (*Anguilla anguilla* L.).



Figuur 3.2 De relatieve hoeveelheid van rode aal en glasaal en de opbrengst in gevangen vis in tonnen per jaar in Europa. NB de linker verticale as (hoeveelheid glasaal en rode aal) is op logaritmische schaal.

bereikt van 10 - 12°C, om daar vervolgens verder te groeien. Gedurende dat groeistadium worden ze rode aal genoemd, aangezien ze bruin en groen pigment verkrijgen. Rode aalen kunnen gedurende lange tijd (2 – 50 jaar, met een record van 84 jaar) in de binnenwateren verblijven, alwaar mannetjes volwassenheid bereiken met een lengte van 35 – 41 cm (extremen van 29 - 54 cm), en vrouwtjes bij een lengte van 50 – 61 cm met waarden tot meer dan 100 cm. Gedurende de groeiperiode bereiken aalen, vergeleken met andere vissoorten, een hoog gehalte aan vetreserves die zij nodig hebben tijdens de migratie naar de paaigronden. Deze migratie vindt plaats nadat rode aalen een laatste transformatie hebben doorgemaakt tot schieraal waarbij de rug donkerder en de buik lichter kleurt en de ogen zich vergroten. Schieraalen migreren stroomafwaarts terug naar de Atlantische oceaan, en zwemmen terug naar de (tot nog toe onbekende) paaigronden. Gedurende deze migratie voeden aalen zich niet, en zijn voor hun energiebehoefte volledig aangewezen op hun vetreserves.

Het merendeel van tijdseries van de (relatieve) grootte van de populatie van de Europese aal, met gegevens uit verschillende delen van Europa, geven aan dat de totale populatie gestaag is afgenomen sinds ongeveer 1960 (Dekker, 2008). De intrek van jonge aal bleef in de decennia daarna eerst nog op hoog niveau, maar vanaf 1980 heeft zich een gestage afname voorgedaan in de glasaal, tot op nu nog maar enkele procenten van het niveau van daarvoor (Figuur 3.2). Deze afnemende trends zijn ook waargenomen in Nederland: in de vangsten en het bestand van het IJsselmeer, en in de intrek van glasaal, ondermeer bij Den Oever (Dekker, 2008).

Het is vooral nog onduidelijk wat de oorzaken van deze negatieve trends zijn. Een hypothese die opgang doet is dat processen in de Atlantische Oceaan, gerelateerd aan veranderingen in de 'North Atlantic Oscillation', de groei en/of overlevingskansen van aallarven negatief hebben beïnvloed. Echter, het is ook mogelijk dat één of meerdere processen op het continent (deels) aan de trend in de populatie ten grondslag liggen, zoals

(onder andere) degradatie van habitat, het bouwen van obstructies in rivieren (zoals dammen) of overbevissing. De continentale factoren zouden kunnen verklaren waarom het bestand en de vangsten al afnamen, twee decennia voordat de rekrutering vanuit de oceaan begon te dalen. Ook vervuiling (zware metalen, PCB's en pesticiden) en parasieten (*Anguillicola crassus*, parasiet in de zwemblaas) worden genoemd als mogelijke factoren die de aalstand negatief beïnvloeden.

Het effect van al deze factoren op de conditie van de aal, maar vooral het vermogen zich voort te planten, is nog niet duidelijk. Wel moet worden opgemerkt dat de aalstand in Europa al jaren geleidelijk afnam, voordat de PCB vervuiling zijn hoogtepunt bereikte en ook de parasieten hun opmars maakten. De laatste sterke jaarklassen van glasaalintrek vonden plaats tijdens en na de piek in PCB vervuiling van de Europese aal. Dekker (2004) bediscussieert de relevantie van deze mogelijke oorzaken.

Volgens Belpaire e.a. (2008a) kan de sleutel voor de verklaring van de afname van de aalpopulatie in Nederland en België een verlaagd vetpercentage in de aal zijn. In 15 jaar tijd is het vetpercentage in spieren van aal in België en Nederland met een derde afgenomen, van ongeveer 20% naar 13%. Oorzaken van het verminderde vetpercentage zijn mogelijk verontreiniging, ziektes en infecties, en veranderingen in milieu-omstandigheden. Het hebben van een hoog vetgehalte is belangrijk voor de aal. Een verminderd vetpercentage in aal kan leiden tot een verminderde capaciteit om van rode aal in schieraal te veranderen, onvoldoende energieopslag voor de migratie naar het voortplantingsgebied, en een verminderde vruchtbaarheid.

3.2 Plaats van (rode) aal in een voedselweb

3.2.1 Wat eet rode aal?

De rode aal is een carnivoor (vleeseter) met een breed dieet dat een grote diversiteit aan prooidieren omvat. Het dieet van de aal is bepaald door het bestuderen van de maag- en darminhoud van alen. Deze dieetstudies laten zien dat naast een grote verscheidenheid in de samenstelling van het dieet tussen locaties, er ook verschillen zijn tussen seizoenen op dezelfde locatie (Sinha & Jones, 1975; Tesch, 1999). Dit geeft aan dat de rode aal pragmatisch/opportunistisch is in zijn prooikeuze en dat het dieet daarom grotendeels afhankelijk zal zijn van het plaatselijke en tijdelijke aanbod (Sinha & Jones 1975; Tesch, 1999).

Er zijn maar weinig bodembewonende organismen die niet door alen worden gegeten (Tesch, 1999). Het dieet omvat onder andere keverlarven (*Coleoptera*), libelle-larven (*Odonata*), eenoogkreeftjes (*Copepoda*), de larven van vliegen (*Diptera*), schietmotten (*Trichoptera*), eendagsvliegen (*Ephemeroptera*) en steenvliegen (*Plecoptera*), ringwormen (*Annelida*), vlokreeften (*Amphipoda*), weekdieren (*Mollusca*) zoals de hoornschalen (*Spaerium spp.*), kreeften (*Crustacea*), vissen zoals blankvoorn (*Rutilus rutilus*), spiering (*Osmerus operlanus*), baars (*Perca fluviatilis*), snoekbaars (*Stizostedion luciperca*) en de tiendoornige stekelbaars (*Pungitus pungitus*), en kikkers zoals de grote groene kikker (*Pelophylax ridibundus*) (Tesch, 1999; Sinha & Jones, 1975). Het dieet is niet alleen beperkt tot aquatische dieren maar omvat ook dieren die in het water vallen of spoelen, zoals kevers (*Coleoptera*), terrestrische wormen (*Lumbricus spp.*) of muizen. Terrestrische dieren kunnen een belangrijk onderdeel van het dieet van alen zijn in ondergelopen weilanden in uiterwaarden. Het is waarschijnlijk dat rode alen geen oud aas eten (Tesch, 1999), maar verse dode organismen zoals vissen en kikkers worden graag gegeten (beproefd aas voor hengelaars).

Er zijn goede aanwijzingen dat de voorkeur voor prooidieren verandert naarmate alen groeien en de grootte en breedte van de kop toeneemt (Tesch, 1977). Bijvoorbeeld, in een studie naar het dieet van alen in Helgoland werden er alleen krabben gevonden in de magen van alen groter dan 40 cm (Tesch, 1977). Vergelijkbaar met bijvoorbeeld snoeken en baarzen wordt er meer vis gevonden in de magen en darmen van alen nadat deze een bepaalde grootte hebben bereikt. Bij alen begint vis onderdeel uit te maken van het dieet

wanneer zij een lengte hebben bereikt van ongeveer 25 cm. Vis wordt een dominant bestanddeel van alen met lengtes vanaf ongeveer 35 cm.

Tenslotte zijn er goede aanwijzingen dat alen voornamelijk eten gedurende de lente- en zomermaanden, en nauwelijks gedurende de wintermaanden. Dit patroon kan voortkomen uit een verminderd aanbod van prooidieren gedurende de winter, maar is waarschijnlijk vooral een reflectie van de fysiologische conditie van alen, geïnduceerd door seizoensgebonden veranderingen in bijvoorbeeld temperatuur en daglengte (alen zijn inactief gedurende de winter) (Sinha & Jones, 1975).

3.2.2 Door wie wordt rode aal gegeten?

Als alen klein zijn zullen zij prooidieren zijn van andere carnivore vissen, inclusief de aal zelf. Andere natuurlijke predatoren van betekenis in het rivierengebied in Nederland, ook voor de al grotere rode aal, zijn aalscholvers (*Phalacrocorax carbo*) en reigers (*Ardea cinerea*). Vroeger was de otter een belangrijke predator van aal.

3.2.3 Plaats van (rode) aal in een voedselweb

Als carnivore vis staat de aal, m.n. grote aal, hoog in een voedselweb. Door het voedselaanbod kan de keuze echter vallen op kleinere prooi dan te verwachten valt gezien de grootte van de aal. Hierdoor kan het trofisch niveau (oftewel de plaats in de voedselketen) van aal variëren. Voorbeelden van een vereenvoudigde voedselketen en voedselweb van rode aal in het Benedenrivierengebied staan respectievelijk in Figuur 2.1 en 2.2.

3.3 Leefgebied van rode aal

3.3.1 Relatie tussen rode aal en de directe omgeving

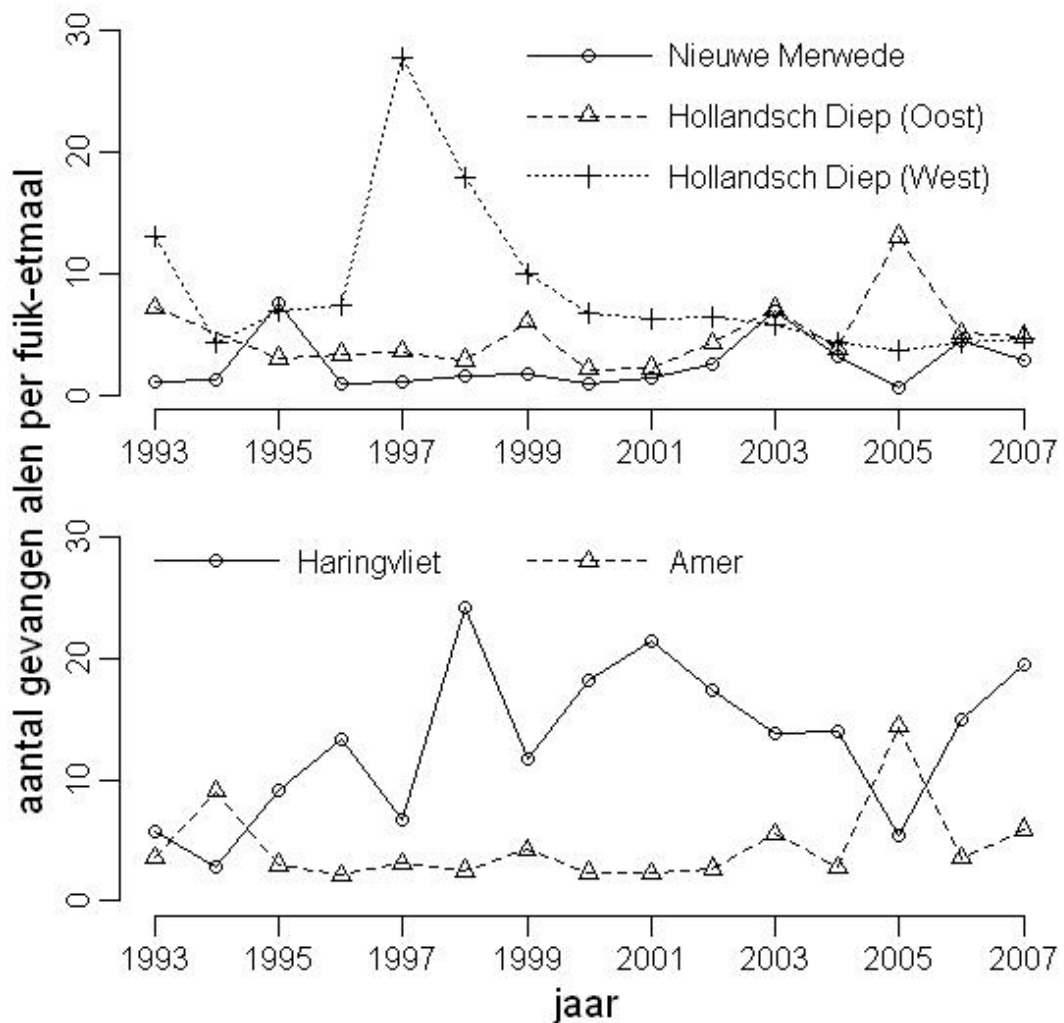
De aal houdt ervan om fysiek contact te houden met zijn omgeving, en probeert licht te vermijden door zich overdag te verbergen in natuurlijke (bijvoorbeeld tussen stenen, in het sediment zoals modder of grind) of onnatuurlijke schuilplaatsen (bijvoorbeeld in buizen). Alen kunnen zichzelf ook in de bodem ingraven om zich te beschermen tegen predatoren of om uitdroging te voorkomen, bijvoorbeeld in de getijdenzone of na uitdroging van een vijver. Alen worden verder vaak gedurende de dag in groepjes in dezelfde schuilplaatsen gevonden. Na zonsondergang wordt de aal meer actief.

3.3.2 Voorkeur van habitat

De aal is een opportunist in zowel de keuze van zijn habitat als zijn voedselkeuze. De rode aal wordt gevonden in zowel brak, zout als zoet water. Alen van alle grootten worden op alle dieptes gevonden, van het wateroppervlak tot meer dan 20 meter diepte, en in een breed scala aan microhabitats met veel tot weinig vegetatie (Tesch, 1999; Imbert e.a., 2008; Lafaille e.a., 2003; Lasne & Laffaille, 2008). Er zijn echter aanwijzingen dat kleinere alen (< 20 cm) zich meer in ondiepere wateren ophouden. Door de grote verscheidenheid aan (micro) habitats waarin alen worden waargenomen kan de rode aal zich in principe over het geheel van de zuidrand van het Benedenrivierengebied bevinden, waarbij kleinere aal dus een lichte voorkeur voor ondiepere delen lijkt te hebben.

3.3.3 Voorkomen van rode aal

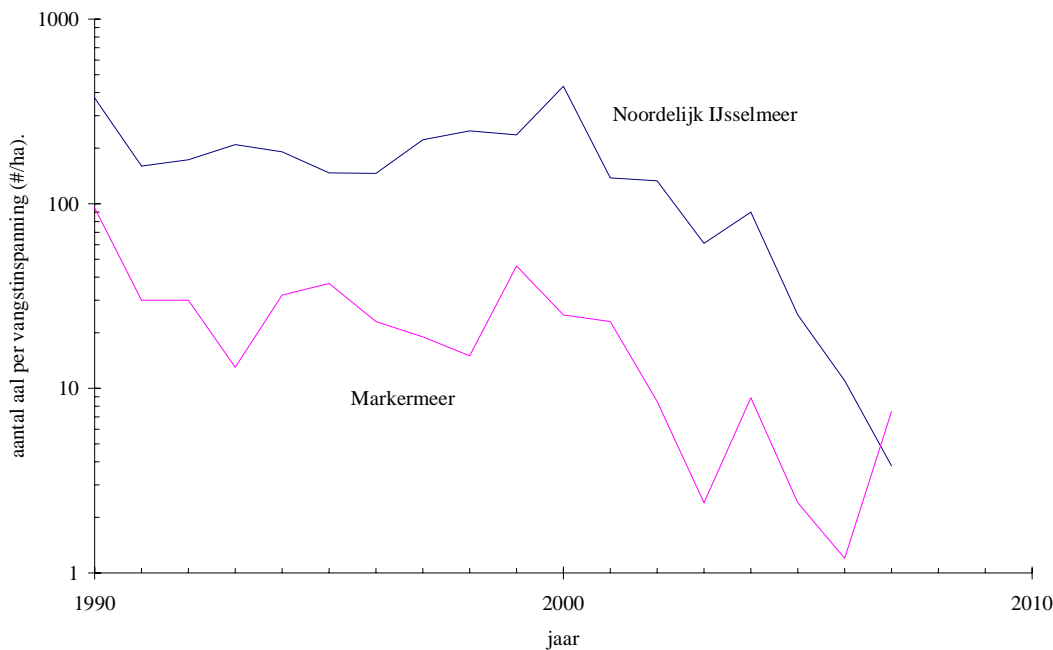
Om een idee te krijgen waar rode aal zich daadwerkelijk ophoudt in het Benedenrivierengebied zijn gegevens van de standaardmonitoringsprogramma's bestudeerd. Monitoringsprogramma's zoals de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren en de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) van Rijkswaterstaat (vanaf 1993 tot heden), verzamelen gegevens met behulp waarvan de verspreiding en trends in aantallen en lengtes van alen in het Benedenrivierengebied kunnen worden bepaald. De MWTL data leveren informatie over alen in diep water (gegevens van vangsten met behulp van korren), en ondiep water (gegevens van vangsten met behulp van een electroschepnet). Tevens zijn er gegevens beschikbaar van passieve vangsten door middel van fuiken. De gegevens worden verzameld op een aantal locaties in



Figuur 3.3 Tijdsverloop in aantallen gevangen alen per fuik-etmaal, in de periode 1993-2007, van verschillende locaties in het Benedenrivierengebied. Deze grafieken zijn gemaakt op basis van data van de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) van Rijkswaterstaat.

het Benedenrivierengebied, zoals de Nieuwe Merwede, het Hollandsch Diep, de Amer en het Haringvliet.

Figuur 3.3 geeft het tijdsverloop weer van aantallen gevangen alen per fuik-etmaal (waarbij de fuiken zijn uitgezet door beroepsvissers) op verschillende locaties in het Benedenrivierengebied. Dit laat zien wat voor soort informatie kan worden verkregen op basis van de MWTL data. Opvallend is dat er in het Benedenrivierengebied geen grote achteruitgang in de vangsten te zien is, zoals in bijvoorbeeld het IJsselmeer wel het geval is. Omdat fuikeninformatie van het IJsselmeer moeilijk is te vergelijken met Figuur 3.3, is in Figuur 3.4 de dichtheid van aal in het IJssel- en Markermeer weergegeven op logaritmische schaal. Hieruit blijkt duidelijk dat de aalstand in deze gebieden bijzonder snel achteruit gaat, wat ook wordt weerspiegeld in de commerciële aalvangst. Aalvangst in het Benedenrivierengebied is nog goed voor het hoofdbestanddeel van het inkomen van de beroepsvissers. In 2000 was aal voor de beroepsvissers in het IJsselmeer nog goed voor twee-derde van het inkomen, sindsdien is de aalstand sterk afgenomen. Voor zowel het Benedenrivierengebied als het IJsselmeer geldt dat het aantal beroepsvissers in de loop van de jaren zeer sterk is afgenomen.



Figuur 3.4 Dichtheden aal in het IJsselmeer, in de periode 1990-2007, bepaald in het MWTL-monitoringprogramma.

3.3.4 De actieradius van (rode) aal en zijn prooi-soorten

Om de actieradius van de rode aal te kunnen bepalen is de plaatsgebondenheid van de aal bekeken. Alen trekken in de loop van hun groeiperiode stroomopwaarts de rivier op vanuit zee, en kunnen tot honderden kilometers stroomopwaarts gevonden worden. De snelheid waarmee de (jonge) aal de rivier optrekt is niet bekend. De grootte van een bemonsterde aal wordt in regulier onderzoek niet gekoppeld aan ouderdom. Dit komt omdat jaarringen in de gehoorsteentjes (otolieten) moeilijk leesbaar zijn. De grootte-verdeling van aal over het stroomgebied is het resultaat van trek, groei en sterfte.

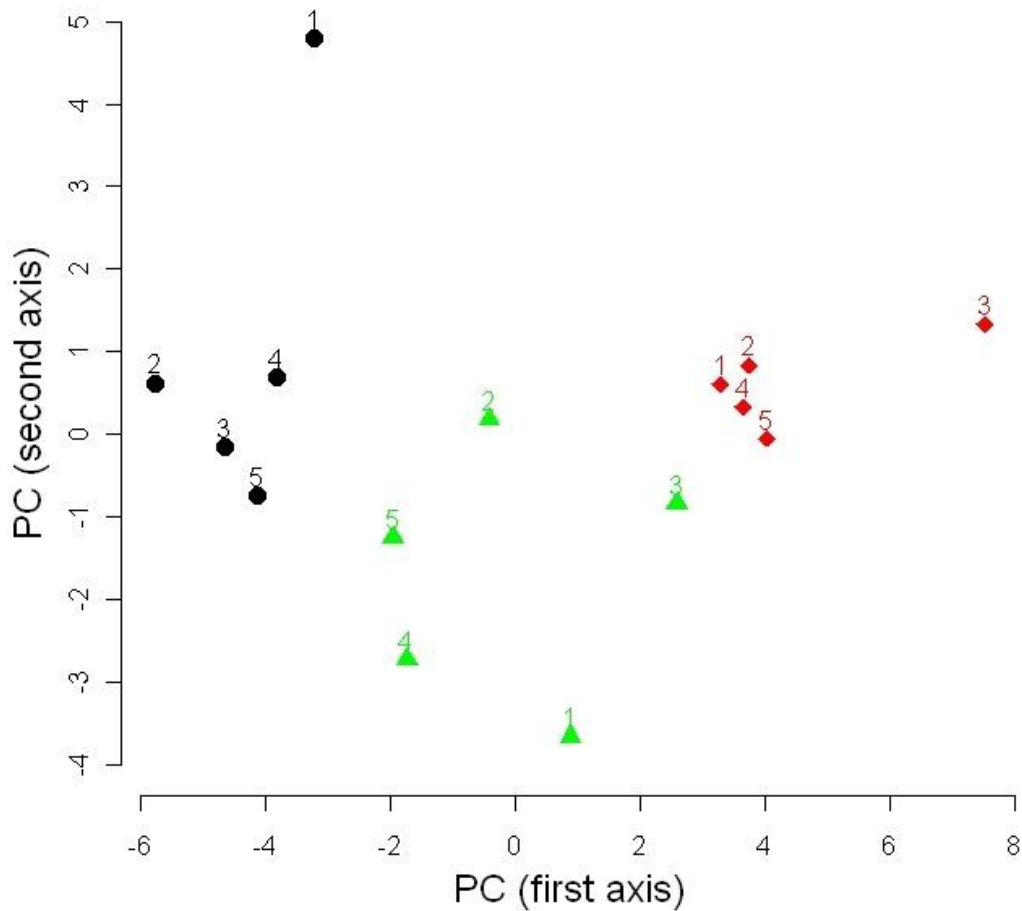
Wat wel bekend is, is dat alen het snelst stroomopwaarts zwemmen als ze kleiner zijn, maar worden meer sedentair (plaatsgebonden) als zij groter zijn. De bewegingen van alen in rivieren is in een aantal studies onderzocht door het uitzetten van individueel gemerkte alen. Op basis hiervan zijn aanwijzingen gevonden dat zij een relatief sedentair (plaatsgebonden) bestaan leiden, aangezien de meerderheid van de alen die na markering opnieuw werden gezien na één of enkele jaren werden teruggevonden op dezelfde plek als waar zij gemerkt waren (Tesch, 1999; Laffaille e.a., 2005; Oliveira, 1997). In een studie naar de bewegingen van alen in de Frémur (een kleine rivier in het noorden van Bretagne (Frankrijk)) werd meer dan 90% van alle individueel gemarkeerde alen teruggevonden op de originele plaats van markering, en 7% in een van de naburige markeringslocaties (markeringslocaties waren 1 – 2 kilometer van elkaar verwijderd) (Laffaille e.a., 2005). Ook in grotere rivieren, zoals de Elbe (Duitsland), blijkt dat alen vaak langere tijd op dezelfde locatie blijven; uit een totaal van 47 gemarkeerde alen die opnieuw waren gevangen waren er 37 binnen 60 meter van de plek van markering, terwijl de rest 'verder' weg werd gevonden (Tesch, 1999). Ook een studie in een kleine rivier in België, die uitkomt in de Maas, bevestigt dit beeld (Baras e.a., 1998). In deze studie werd een klein aantal alen van 57 – 64 cm (vrouwjes) gevolgd met behulp van zendertjes. Tijdens de vier maanden, die deze alen gevolgd werden, bewogen de alen zich uitsluitend binnen een gebied van 40 m². Dit resultaat is gezien de grootte van de gevangen dieren deels een reflectie van de levensfase van de alen in deze studie en toont aan dat grotere alen zeer sedentair kunnen zijn.

Echter, er zijn ook studies die erop wijzen dat alen zich wel degelijk over grotere afstanden kunnen verplaatsen, met name als de leefomstandigheden ongeschikt worden op de locatie waarin zij zich bevinden. Bijvoorbeeld, Laffaille e.a. (2005) vonden dat een klein percentage van de gemarkeerde alen zich over afstanden van enkele kilometers hadden verplaatst. Studies uit Helgoland en Amerika hebben aangetoond dat seizoensgebonden migraties kunnen plaatsvinden (Tesch, 1977).

Het beeld dat grotere rode alen relatief sedentair zijn, wordt onderschreven door een recente studie naar verschillen in gehalten aan PCB's en organochloorpesticiden (OCP's) in het vet van alen (Belpaire e.a., 2008b). In deze studie werden alen gevangen op een aantal locaties in Belgische rivieren en in deze dieren werd een chemische vingerafdruk ofwel een verontreinigingsprofiel opgesteld. Resultaten laten zien dat het verkregen verontreinigingsprofiel van alen die gevangen werden op dezelfde locatie meer op elkaar lijken dan op die van alen die gevangen werden op andere, verder weg gelegen locaties. De verschillen in verontreinigingsprofielen waren zelfs goed meetbaar tussen individuele alen die gevangen werden op locaties binnen dezelfde rivier, op afstanden van minder dan 5 kilometer. Deze resultaten duiden er op dat, in dit rivierenstelsel, de meerderheid van alen zich niet regelmatig verplaatst over grotere afstanden, en zich voornamelijk voedt met prooidieren met een verontreinigingsprofiel dat overeenstemt met het lokale (< 5 kilometer) verontreinigingsprofiel.

Voor het Benedenrivierengebied is een dergelijke analyse (principal component analysis) ook uitgevoerd door IMARES. Hierbij zijn de profielen van een aantal verontreinigende stoffen (waaronder PCB's, BDE's, DDT's, dieldrin, lindaan) vergeleken over 5 jaar op drie locaties, te weten het Haringvliet west, Volkerak en Hollands Diep. Anders dan bij Belpaire zijn hier mengmonsters van 25 alen gebruikt. De resultaten (Figuur 3.5) laten een verschil zien tussen de drie locaties. Het verontreinigingsprofiel van alen uit het Hollands Diep (nummers 1-5 in rood) staan gegroepeerd rechtsboven, het verontreinigingsprofiel van het Haringvliet West in het midden (nummers 1-5 in groen), en dat van het Volkerak het meest links (nummers 1-5 in zwart). Het is ook duidelijk dat de tijd een belangrijke invloed heeft. De locaties in jaar 5 (2004) (vooral Volkerak en Haringvliet) liggen qua profiel dichter bij elkaar dan in de jaren 1 (2000), 3 (2002) en 4 (2003). Het verschil in verontreinigingsprofiel wordt in grote mate beïnvloed door een paar stoffen (waaronder dieldrin). Voor sommige stoffen is ook een trend waarneembaar, die invloed heeft op de verschillen tussen locaties en jaren, zoals weer is gegeven in Figuur 3.6 voor dieldrin, BDE-100 (een gebromeerde vlamvertrager) en PCB-110 (één van de PCB-congeneren). Tussen deze locaties, op grotere afstand gelegen dan in de studie van Belpaire, zijn de verontreinigingsprofielen van mengmonsters van alen dus van elkaar te onderscheiden, maar of op korte afstand verontreinigingsprofielen van (individuele) alen ook van elkaar verschillen is nog onbekend. Als de bodemgegevens bekend zijn van deze locaties kan hier misschien meer over gezegd worden. Hierbij moet ook worden opgemerkt dat de alen zijn bemonsterd over een groot areaal (zie figuren 4.2- 4.4) om een goed beeld te krijgen van het hele gebied. Om de actieradius van de aal nader te onderzoeken aan de hand van verontreinigingsprofielen zouden de alen per locatie over een kleiner gebied verzameld moeten worden.

Schieraal, de volwassen aal die klaar is voor de trek naar de Sargassozee, is bij uitstek een trekvis. De trek van schieralen vindt plaats in de herfst en vroege winter tijdens perioden van grote waterafvoer en regen. Veel van de aal die de rivieren afzweemt blijft voor kortere of langere tijd in het Benedenrivierengebied. Recente waarnemingen laten zien dat een schieraal alsnog kan besluiten de trek naar de Sargasso zee uit te stellen voor één of meerdere seizoenen. Aal die buiten het trekseizoen in het Benedenrivierengebied wordt gevangen en groter is dan ongeveer 40 cm, kan daarom recentelijk uit andere streken zijn gemigreerd.



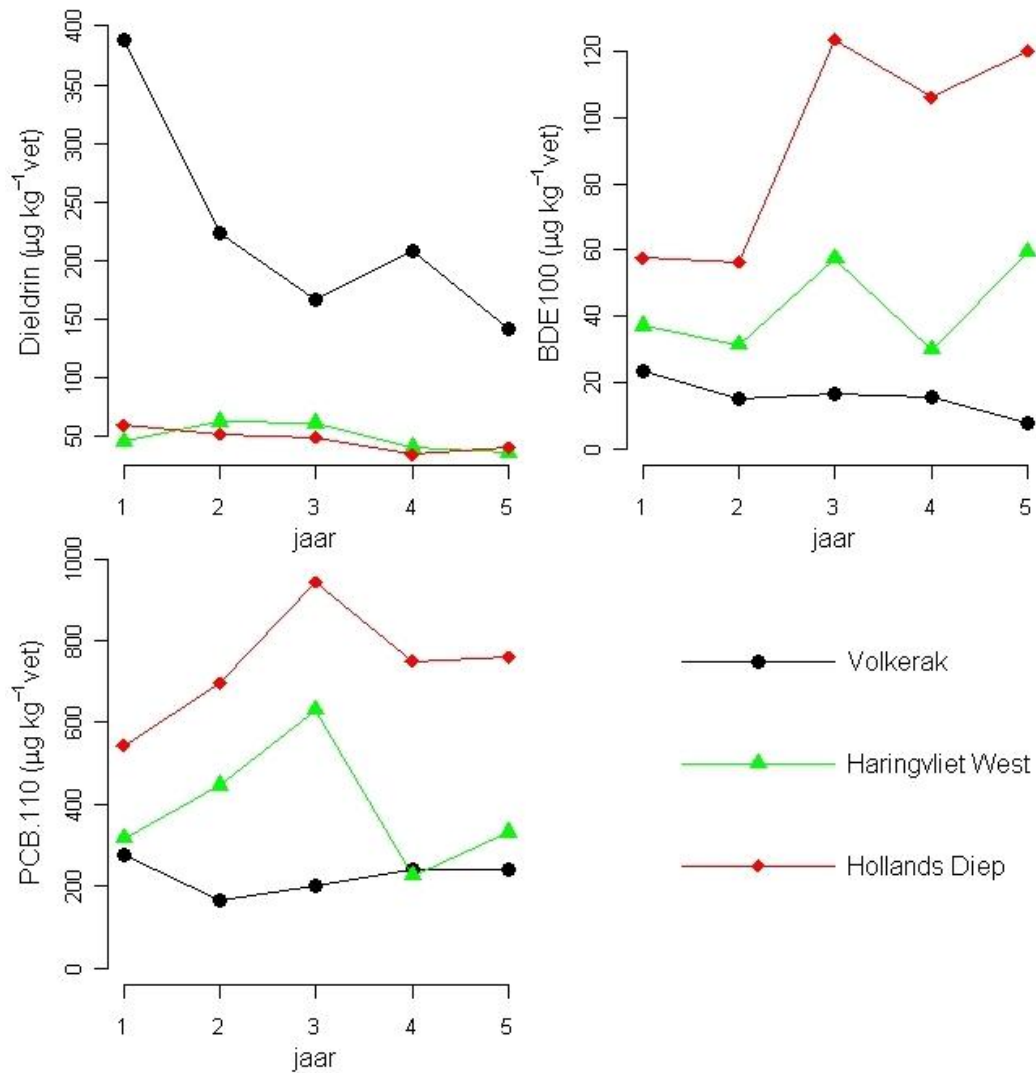
Figuur 3.5 PC scores met daarin de locaties gedurende vijf jaren. Zwart rondje=Volkerak, groen driehoekje=Haringvliet en rood ruitje=Hollands Diep. De cijfers 1, 2, 3, 4, 5 komen overeen met 2000, 2001, 2002, 2003, 2004. Nummers die dicht bij elkaar liggen lijken qua verontreinigingsprofiel meer op elkaar dan nummers die ver van elkaar liggen.

De meeste kleine (voornamelijk bodem-bewonende) prooidieren van de aal hebben een kleine actieradius van ruwweg minder dan 50 meter. Een uitzondering hierop zijn vissen, die vooral in grotere rode aal onderdeel uitmaken van het dieet. Vissen hebben al gauw een wat grotere actieradius, met name trekvissen. Voorbeelden van trekvissen in het dieet van rode aal zijn spiering (*Osmerus operlanus*) en de driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*), die een actieradius van vele kilometers hebben.

3.4 Conclusie

Aal heeft een complexe levenscyclus. De vis groeit op in zoete en brakke binnenwateren en paait in de Sargassozeë ten oosten van het Caraïbisch gebied. De daadwerkelijke voortplanting van de Europese aal op grote diepte is nog nooit geobserveerd.

Zowel de intrek van glasaal als de populatiegrootte van de Europese aal is sterk afgenomen. Meerdere oorzaken lijken hiervoor verantwoordelijk. Natuurlijke oorzaken



Figuur 3.6 Verschillen tussen de locaties voor een aantal verontreinigende stoffen: dieldrin, BDE-100 (een gebromeerde vlamvertrager) en PCB-100. De cijfers 1, 2, 3, 4, 5 komen overeen met 2000, 2001, 2002, 2003, 2004.

kunnen zijn: verandering van stromingspatronen in de Atlantische Oceaan; door de mens bepaalde oorzaken zijn bijvoorbeeld habitatdestructie, fysische obstructies, milieuverontreiniging en overbevissing.

Rode aal is een opportunist wat betreft foerageergedrag. Als carnivore vis staat de aal, zeker als grote aal, hoog in het voedselweb. Door het voedselaanbod kan de keuze ook vallen op kleinere prooi dan te verwachten valt gezien de grootte van de aal. Hierdoor kan het trofisch niveau (oftewel de plaats in het voedselweb) van aal variëren. Aal is op zijn beurt een prooidier voor vogels als blauwe reiger en aalscholver, maar vroeger ook voor de otter.

Jonge aal (glasaal) trekt de rivier op om een goede leefomgeving te vinden. Als deze is gevonden blijft de aal over het algemeen heel plaatsgetrouw tot het tijd is voor de laatste lange migratie naar het voortplantingsgebied in de Sargassozee. Door de grote verscheidenheid aan (micro) habitats waarin aal worden waargenomen kan rode aal zich in principe over het geheel van de zuidrand van het Benedenrivierengebied bevinden, waarbij kleinere aal een lichte voorkeur voor ondiepere delen lijkt te hebben.

Aal heeft grote vetreserves nodig voor een aantal processen zoals het zich kunnen omvormen van een rode aal naar een schieraal, het afleggen van de lange migratieroute (waarbij de aal niet meer eet) en het zich kunnen voortplanten.

Aangezien rode aal plaatsgebonden is, een hoog trofisch niveau in het voedselweb inneemt en een hoog vetgehalte bevat, is de aal in staat hoge gehalten aan verontreinigende stoffen uit zijn omgeving op te slaan in zijn vetreserve.



Vangst van schieraal in de grote rivieren met behulp van een ankerkuil (© Willem Dekker/IMARES).

4 Trends van verontreinigende stoffen

In dit hoofdstuk worden de ontwikkelingen in gehalten van verontreinigende stoffen in aal in het Benedenrivierengebied gepresenteerd aan de hand van trendgrafieken. Dit is van belang om te bepalen of autonome ontwikkelingen er al voor kunnen zorgen dat gehalten aan verontreinigende stoffen afnemen in aal. Trends in zwevende stof laten zien wat de ontwikkeling van de milieukwaliteit in het gebied is. Door beide ontwikkelingen met elkaar te vergelijken kan bepaald worden of de aalkwaliteit wordt beïnvloed door de gehalten aan verontreinigende stoffen in het zwevend stof. Deze vergelijking is in hoofdstuk 5 gemaakt. Daarnaast kan de kwaliteit van het zwevende stof mogelijk een indicatie geven van de toekomstige kwaliteit van de waterbodem.

4.1 Trends in aal

4.1.1 Vangstlocaties aal

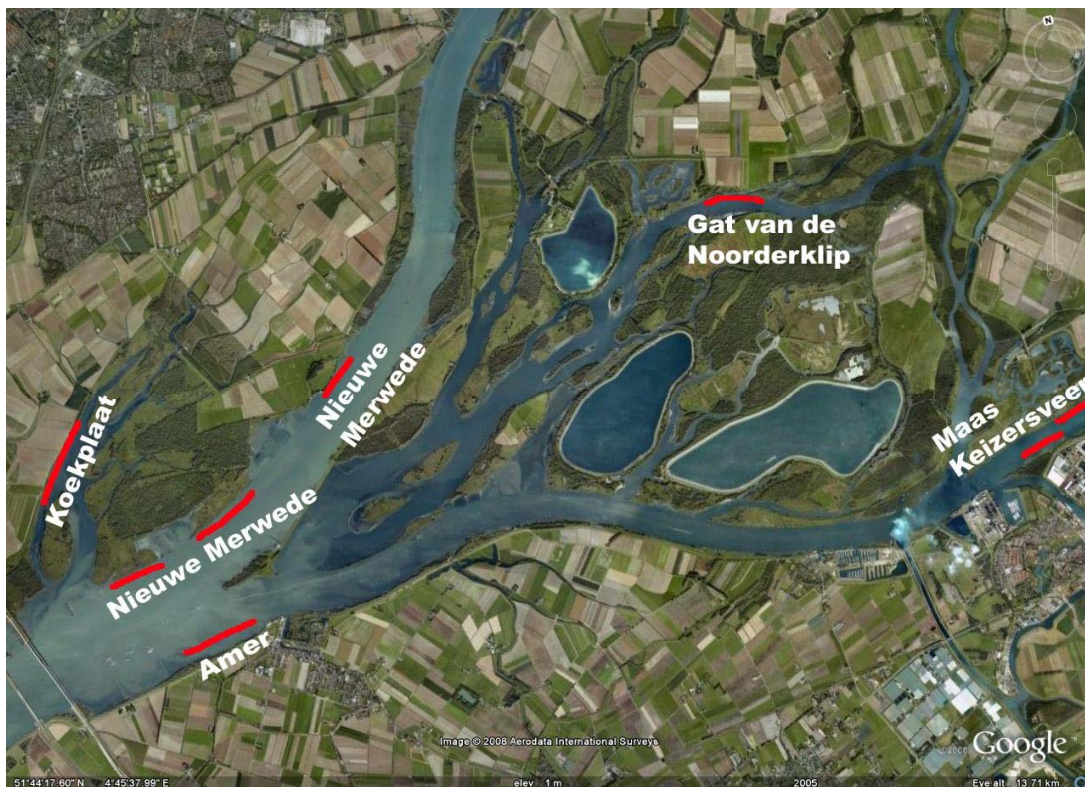
Aal wordt tijdens reguliere monitoringprogramma's bevestigd in Nederland (zie hoofdstuk 1). In onderstaande kaarten zijn de vangstlocaties aangegeven, waar voor monitoringsdoeleinden op aal wordt gevestigd in het Benedenrivierengebied en het Ketelmeer. Een topografisch overzicht van de vangstlocaties is gegeven in Figuur 4.1. De overige figuren zijn detailkaarten van vangstlocaties voor aal in het Haringvliet (Figuur 4.2), Nieuwe Merwede (Figuur 4.3), Hollands Diep (Figuur 4.4) en Ketelmeer (Figuur 4.5).



Figuur 4.1 Overzichtkaart van vanglocaties van aal in het Benedenrivierengebied.



Figuur 4.2 Vangstlocaties voor aal in het Haringvliet.



Figuur 4.3 Vangstlocaties voor aal in de Nieuwe Merwede, Amer en Biesbosch.



Figuur 4.4 Vangstlocaties voor aal in het Hollands Diep.



Figuur 4.5 Vangstlocaties voor aal in het Ketelmeer. De locatie Ketelmeer "achter de dijk" is de standaard MWTL locatie, de locatie "rondom IJsselboog" wordt sinds 2 jaar bemonsterd.

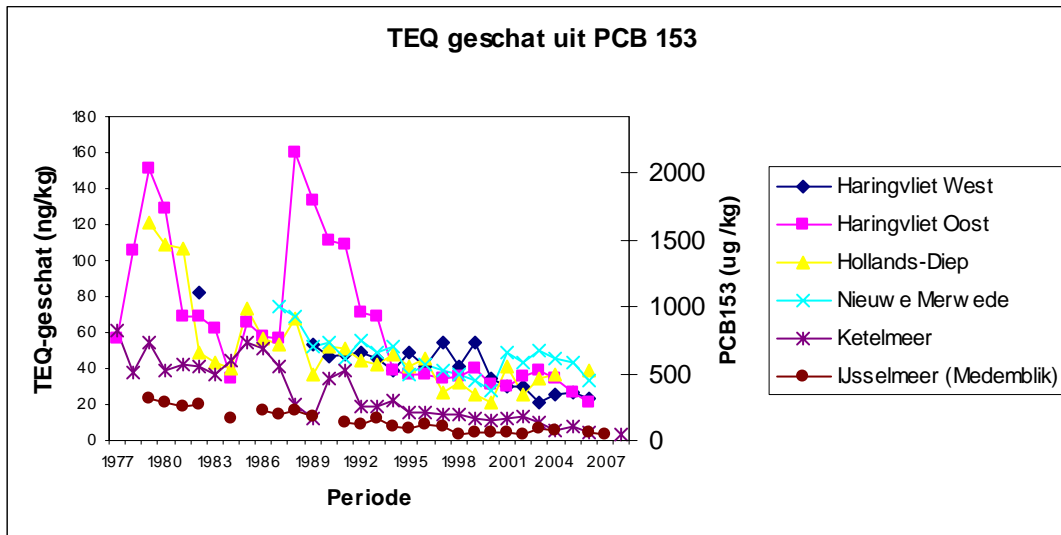
4.1.2 Trends van dioxineachtige stoffen en PCB's

De ontwikkeling van gehalten aan PCB's in aal in de afgelopen decennia is weergegeven voor PCB-153 in Figuur 4.6. PCB-153 is een belangrijke component van de oorspronkelijk geproduceerde PCB-mengsels voor industriële toepassingen. Omdat deze specifieke PCB-congeneer in relatief hoge concentraties gevormd is, goed te meten is en zich gedraagt als de andere PCB's, is deze stof een goede indicator voor de aanwezigheid van andere (dioxineachtige) PCB's.

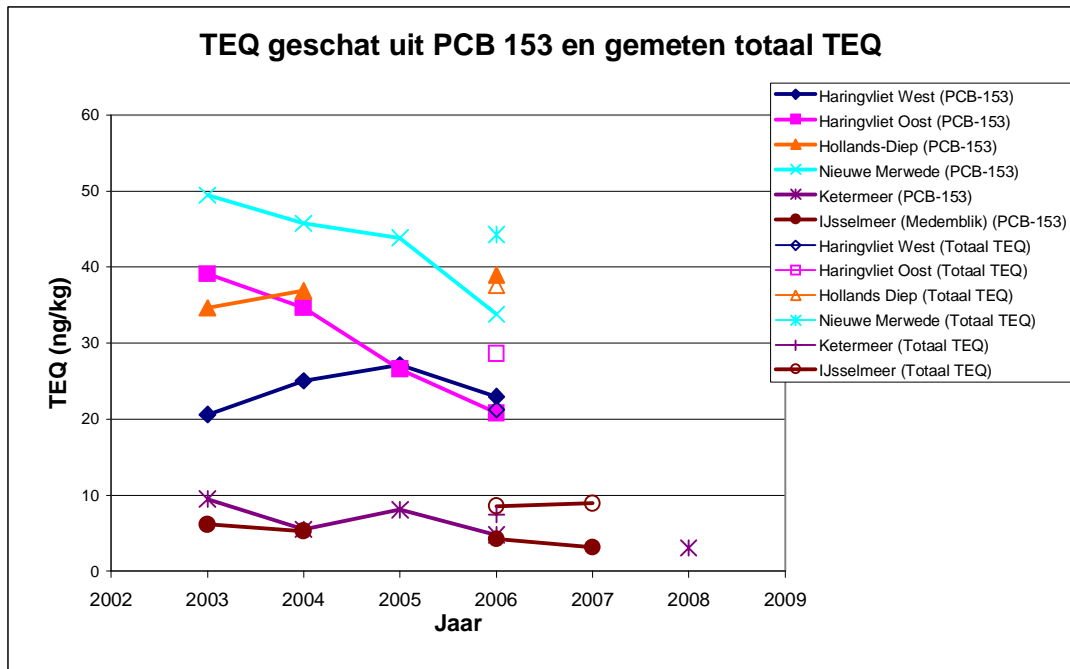
De algemene trends van PCB's in aal, uitgedrukt als µg/kg product en als geschatte TEQ waarde, geven een daling vanaf de jaren '80 (zie Figuur 4.6). Vanaf de jaren '90 nemen gehalten van de stof minder snel af, wat waarschijnlijk een reflectie is van de grote hoeveelheden PCB's, die zich bevinden in neergeslagen sedimentlagen. Opvallend is de hoge piek in het Oostelijke Haringvliet van 1987 tot 1993, die niet wordt gezien in andere nabijgelegen wateren. Dit suggereert een lokale bron van PCB's.

Een bepaling van totaal-TEQ aan de hand van gehalten van dioxinen, furanen en andere dioxineachtige stoffen wordt sporadisch gedaan, omdat het meten van al deze stoffen hoge kosten met zich mee brengt. In 2006 en 2007 zijn deze metingen wel uitgevoerd. Deze metingen kunnen vergeleken worden met de geschatte TEQ's op basis van PCB-153 gehalten. In Figuur 4.7 is te zien dat de voorspelde totaal-TEQ (aan de hand van PCB-153) redelijk overeenkomt met de gemeten totaal-TEQ. Voor elke locatie ligt de gemeten Totaal-TEQ dichtbij de TEQ geschat uit PCB-153.

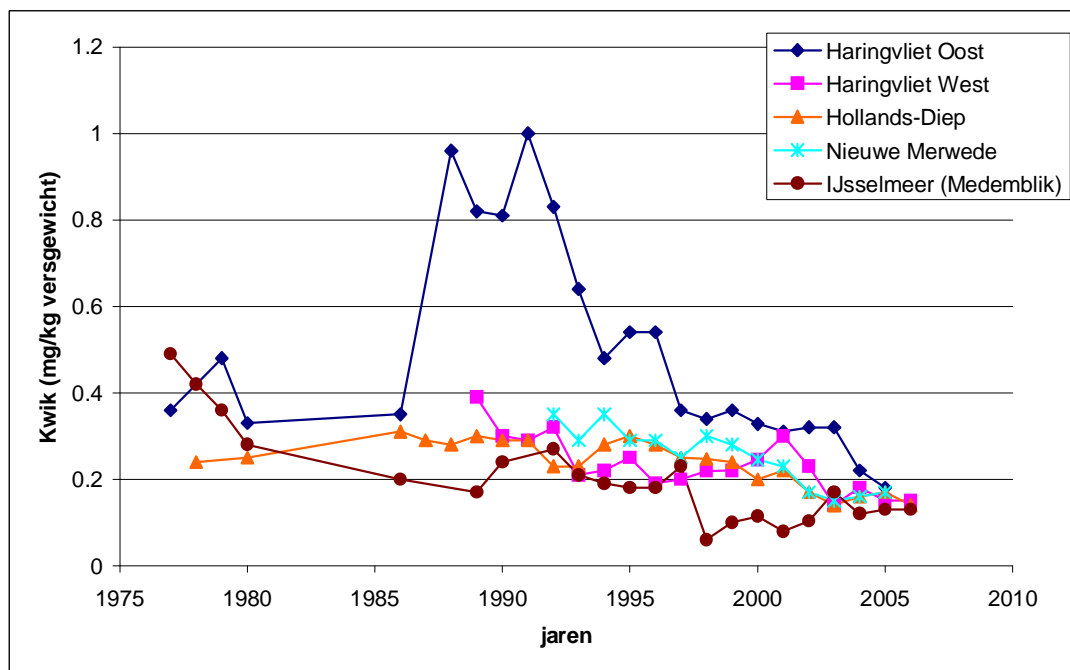
In het Ketelmeer (zie Figuur 4.1), is er eveneens een afnemende trend van TEQ's te zien (Figuur 4.6 en Figuur 4.7). Na een wat mindere daling tussen 1995 en 2001 zet de dalende trend zich na 2002 weer voort. Deze verdere daling in het Ketelmeer lijkt positief gecorreleerd met een grootschalige waterbodemsanering in het oostelijk deel van het Ketelmeer vanaf 2002. Wel moet hierbij gemeld worden dat de vangstlocatie van de aal gelegen is achter de strekdam van het Ketelmeer (Ramsdiep) en niet in het Ketelmeer zelf (zie Figuur 4.5).



Figuur 4.6 TEQ-trends in aal uit het Benedenrivierengebied, in de periode 1977-2007, berekend op basis van PCB-153 resultaten (linkeras). De rechter verticale as geeft de gehalten van PCB-153 in microgram per kg vis (natgewicht).



Figuur 4.7 TEQ-trends in aal uit het Benedenrivierengebied en het IJsselmeer en Ketelmeer, in de periode 2003-2008, berekend op basis van PCB-153 gehalten (bovenste locaties in legenda) en direct gemeten (onderste locaties in legenda: 'Totaal TEQ').



Figuur 4.8 Trends van kwik in aal uit het Benedenrivierengebied, in de periode 1976-2006.

4.1.3 Kwik trends

Ook voor kwik is de algemene trend dat op alle locaties de gehalten in aal afnemen (zie Figuur 4.8). Kwik is hier gemeten als totaal kwik, maar zoals eerder beschreven maakt

methyalkwik in vissen het overgrote deel uit van het kwik. Een piek in kwikgehalte is gemeten in het Haringvliet Oost van 1987 tot 1997, waarvoor geen duidelijke verklaring is. De combinatie van een plotselinge, lokale verhoging van kwik, PCB's en pp-DDE (data niet getoond) kan een illegale lozing van verontreinigd materiaal in dit gebied betekenen.

Over het algemeen worden de laagste kwikgehalten gevonden in aal uit het IJsselmeer, al zijn de kwikgehalten in aal niet in alle jaren (bijvoorbeeld 2003) lager dan in het zwaarder verontreinigde Benedenrivierengebied.

4.2 Trends in zwevende stof

4.2.1 Wat is zwevende stof?

Zwevende stof omvat alle kleine deeltjes, die onopgelost in het oppervlaktewater van stroomgebieden zweven. De hoeveelheid en samenstelling van zwevende stof verschilt continu, per locatie en per seizoen. Zwevende stof wordt met het rivierwater stroomafwaarts meegevoerd richting het Benedenrivierengebied. In gebieden met minder stroming kunnen de deeltjes neerslaan. Zo vormen ze in deze gebieden continu een nieuwe sedimentlaag boven op de bestaande waterbodem. Aan zwevende stof binden makkelijk verontreinigende stoffen, die moeilijk in water oplosbaar zijn. De chemische kwaliteit van het zwevende stof beïnvloedt dus uiteindelijk ook de kwaliteit van de waterbodem in sedimentatiegebieden.

4.2.2 Geraadpleegde database

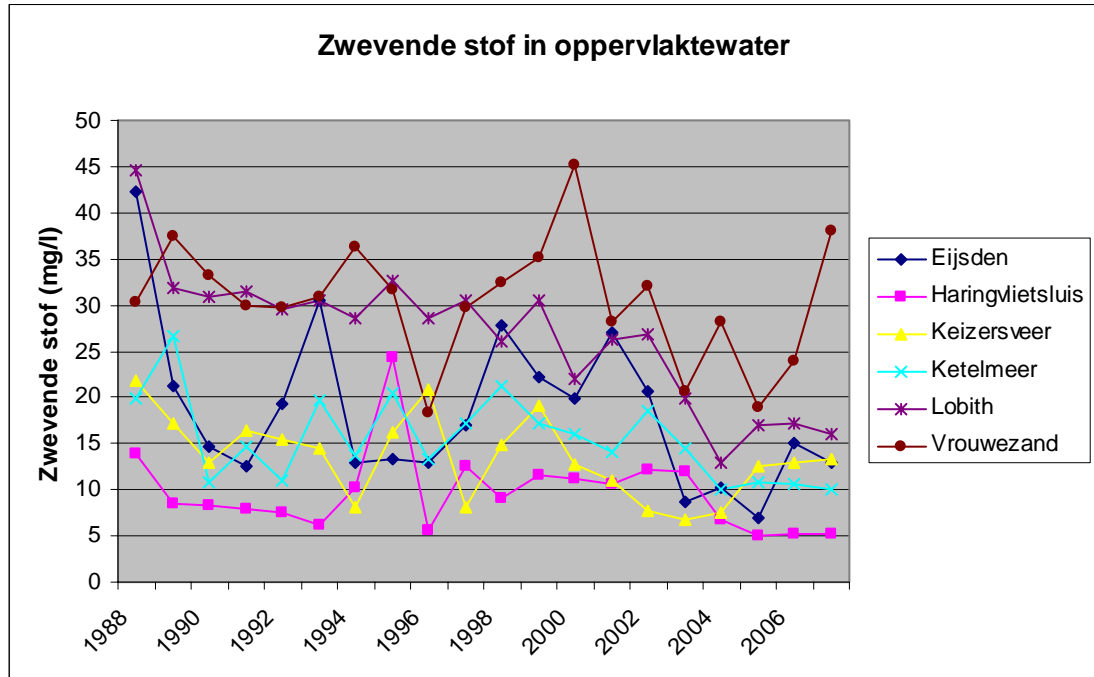
In de DONAR database van Rijkswaterstaat zijn meetgegevens over eigenschappen en verontreiniging van zwevende stof opgeslagen. De DONAR database is deels te vinden op Waterbase.nl. Deze website bevat gevalideerde gegevens van het MWTL (landelijk watermonitoringprogramma van Rijkswaterstaat) voor onder andere de volgende locaties:

- Rijn: Lobith
- Maas: Eijsden, Keizersveer
- Benedenrivierengebied: Haringvlietsluis
- IJsselmeer: Vrouwezand (ter hoogte van Stavoren)
- Ketelmeer: Ketelmeer-West (bij de Ketelbrug).

Daarnaast heeft de Waterdienst nog een separaat DONAR-bestand geleverd met aanvullende locaties en enkele recentere jaren. De extra locaties zijn:

- Vuren (in de Waal, ruim 10 km ten oosten van de Nieuwe Merwede)
- Bovensluis (Hollands Diep)

Daarnaast is er voor enkele locaties (Keizersveer en Eijsden) gebruik gemaakt van gestandaardiseerde waarden uit TOWABO (een toetsingsprogramma van Rijkswaterstaat om waterbodems te toetsen, en die eveneens gebaseerd op DONAR data). Deze data zijn door Rijkswaterstaat Waterdienst aangeleverd.



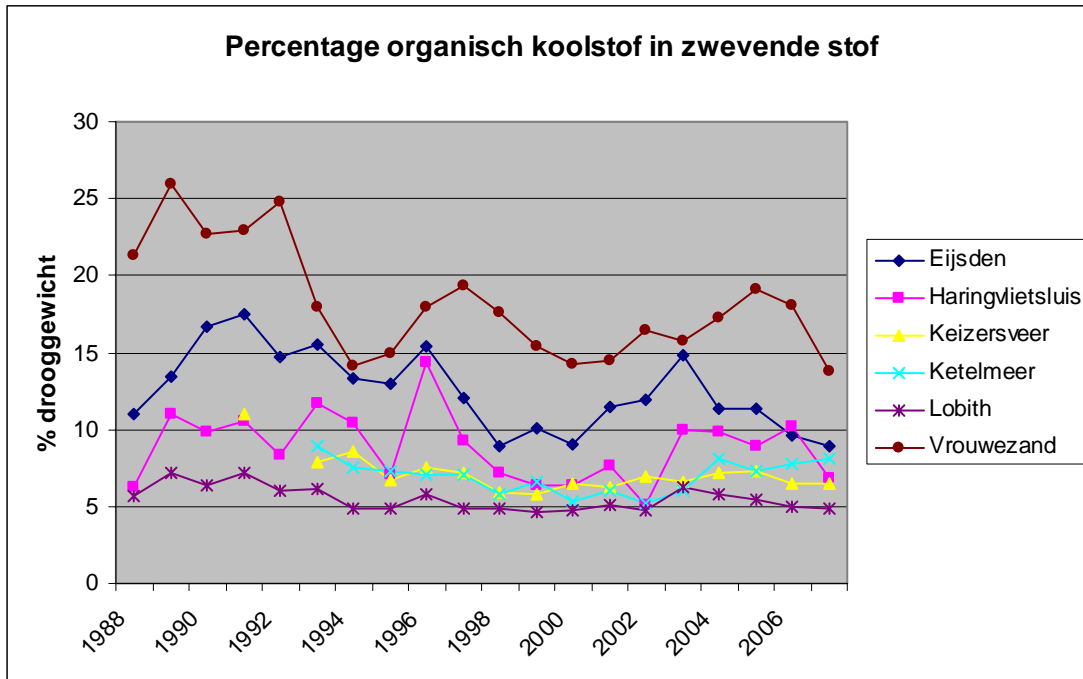
Figuur 4.9 Trends van het jaargemiddelde van de hoeveelheid zwevende stof in oppervlaktewater in Nederland, in de periode 1988-2007 (Waterbase.nl).

4.2.3 Eigenschappen van zwevende stof

Om een beeld te krijgen hoe het zwevende stof in het Benedenrivierengebied is samengesteld, is eerst gekeken naar de eigenschappen van zwevende stof op zes locaties: Eijsden, Haringvlietsluis, Keizersveer, Ketelmeer, Lobith en Vrouwezand. Voor deze locaties zijn jaargemiddelden berekend van de hoeveelheid zwevende stof in oppervlaktewater, het percentage organisch koolstof in zwevende stof en percentage lutum in zwevende stof.

In Figuur 4.9 is te zien dat er een grote spreiding is in het jaargemiddelde van de hoeveelheid zwevende stof in oppervlaktewater op de verschillende locaties. Voor enkele locaties is er een afname in de hoeveelheid zwevende stof waar te nemen sinds 1988. Vooral in Lobith daalt de hoeveelheid zwevende stof vanaf 1996. De hoogste hoeveelheden zijn te vinden bij Vrouwezand in het IJsselmeer, de laagste bij de Haringvlietsluis. In het Ketelmeer is de afname van de hoeveelheid zwevende stof in het oppervlaktewater vanaf 2004 mogelijk te verklaren door de sanering van Ketelmeer Oost. De verdieping zorgt ervoor dat Ketelmeer Oost als slibvang werkt.

Behalve naar de hoeveelheid zwevende stof is gekeken naar de percentages organisch koolstof en lutum (deeltjes <2 µm) in zwevende stof. Deze variëren per locatie; voor organisch koolstof van ca. 5 tot 25% (Figuur 4.10) en voor lutum van 20 tot 50% (data niet gepresenteerd). De hoogste percentages organisch koolstof zijn te vinden bij Vrouwezand, de laagste bij Lobith. Op enkele locaties (Vrouwezand en Eijsden) is een lichte daling te zien van organisch koolstoffractie in de zwevende stof. De hoogste percentages lutum worden gevonden bij de Haringvlietsluis, de laagste bij Vrouwezand. De percentages lutum in zwevende stof zijn min of meer constant.



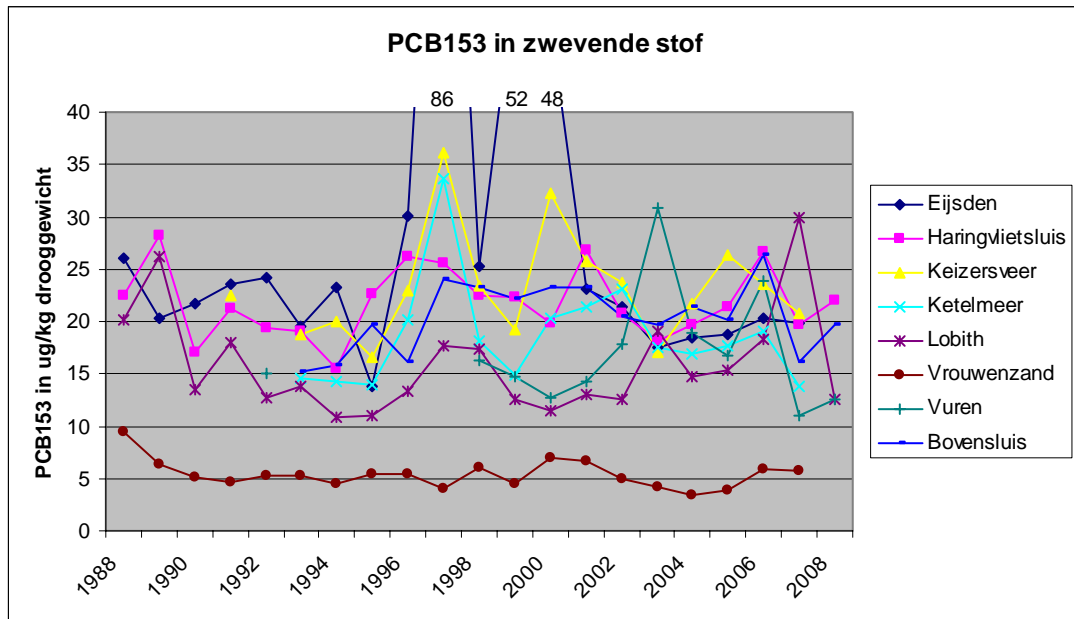
Figuur 4.10 Trends van de percentage organisch koolstof in zwevende stof in oppervlaktewater in Nederland, in de periode 1988-2007 (Waterbase).

Voor de locaties in het Benedenrivierengebied zijn er geen dusdanige (afnemende of toenemende) trends te zien zijn voor wat betreft hoeveelheid zwevende stof, percentage organische stof of percentage lutum in zwevende stof, die het evenwicht tussen de gehalten aan verontreinigende stoffen in het zwevende stof en in water kunnen beïnvloeden.

4.2.4 Trends van dioxineachtige stoffen en PCB's

Jaargemiddelden van gehalten aan verontreinigende stoffen zijn op verschillende manieren te presenteren: als ongestandaardiseerde (ruwe) data of aan de hand van gestandaardiseerde data (met een correctie voor lutum en organisch stof gehalte). Zoals in de paragraaf hierboven staat beschreven zijn er geen trends van gevonden voor wat betreft hoeveelheid zwevende stof, organisch stof percentage en lutum percentage in zwevende stof van het Benedenrivierengebied. Ook is er maar een minimale, niet significante relatie gevonden tussen lutum en organische stof enerzijds en gehalten aan verontreinigende stoffen anderzijds, waardoor in de trendanalyse van verontreinigende stoffen in zwevende stof gebruik is gemaakt van de ongestandaardiseerde Waterbase data. Als er toch gestandaardiseerde getallen gebruikt zijn, staat dit specifiek vermeld.

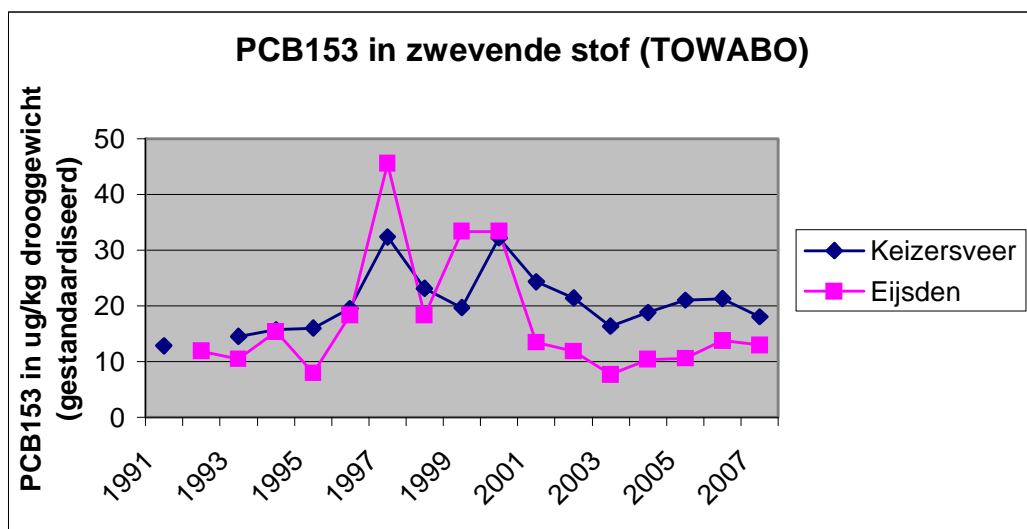
In zwevende stof zijn vanwege de hoge kosten eveneens nauwelijks metingen beschikbaar van dioxinen en furanen. Daarnaast is het makkelijker om een vergelijking te kunnen maken tussen trends in gehalten in aal en in zwevende stof als de stof op dezelfde manier wordt gepresenteerd. Trends van PCB's in aal zijn daarom uitgezet op basis van PCB-153 gehalten. Voor de trendanalyse van PCB's (en dioxineachtige stoffen) in zwevende stof is het gehalte PCB-153 op basis van drooggewicht uitgezet in de tijd.



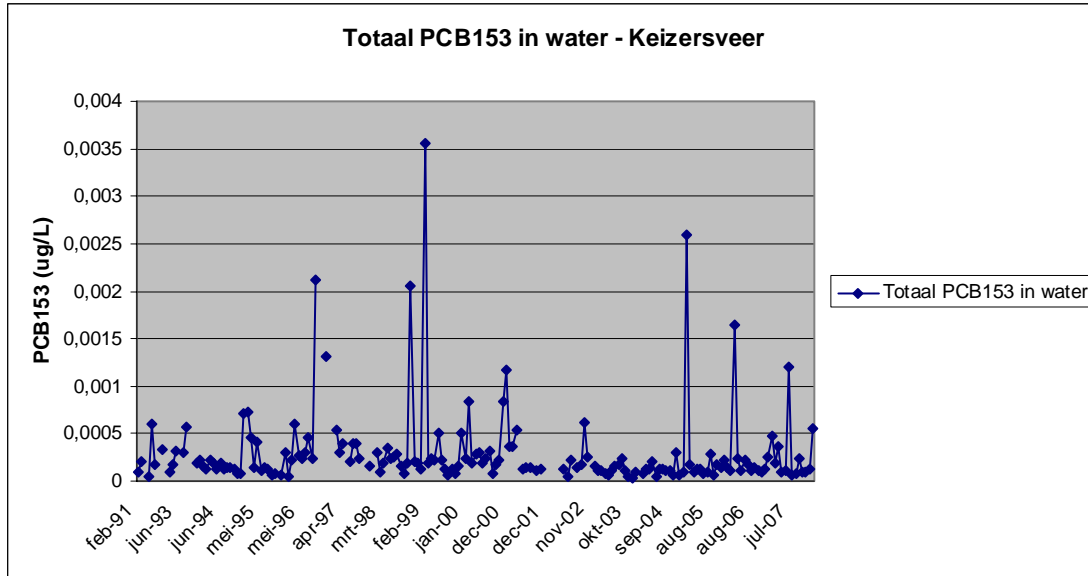
Figuur 4.11 Trends van PCB-153 in zwevende stof in Nederland, in de periode 1988-2008.

In Figuur 4.11 is te zien dat gehalten aan PCB-153 in zwevende stof voor de meeste locaties vrij constant zijn. Bij Keizersveer, Ketelmeer en vooral Eijsden is er een piek in PCB-153 gehalte te zien in 1997 en in 1999/2000, waarna de gehalten weer afnemen tot een redelijk constant niveau. Ook in de gestandaardiseerde gehalten van de Waterdienst zijn de PCB-153 pieken in 1997 en rond 2000 terug te vinden voor Eijsden en Keizersveer (Figuur 4.12), al zijn deze pieken veel minder geprononceerd dan op basis van de ongestandaardiseerde Waterbase data (Figuur 4.11).

Verder valt op dat de locatie Vrouwenzand (IJsselmeer, ter hoogte van Stavoren) in alle jaren veel schoner is dan de overige locaties (Figuur 4.11).



Figuur 4.12 Trends van PCB-153 in zwevende stof (gestandaardiseerd) in Eijsden en Keizersveer, in de periode 1991-2007.



Figuur 4.13 Trends in hoeveelheid PCB-153 in oppervlaktewater in Keizersveer, in de periode 1991-2007, berekend op basis van PCB-153 gehalte in zwevende stof maal de hoeveelheid zwevende stof op dat tijdstip.

Om een idee te krijgen of de pieken in 1997 en 1999/2000 daadwerkelijk een verhoging van het PCB-153 gehalte in zwevende stof betrof, is voor Keizersveer de hoeveelheid zwevende stof per liter vermenigvuldigd met de hoeveelheid PCB-153 per kg zwevende stof. In Figuur 4.13 zijn pieken rond 1997 en 1999/2000 inderdaad terug te vinden. Daarnaast zijn er pieken te zien in 2005 en 2006, die niet gevonden zijn in de andere figuren (Figuur 4.11, Figuur 4.12). Er is geen continue (seizoensgebonden) regelmaat te zien in het voorkomen van pieken. Ook is er wederom in deze figuur geen afnemende trend waarneembaar in de hoeveelheid PCB-153 in het oppervlaktewater.

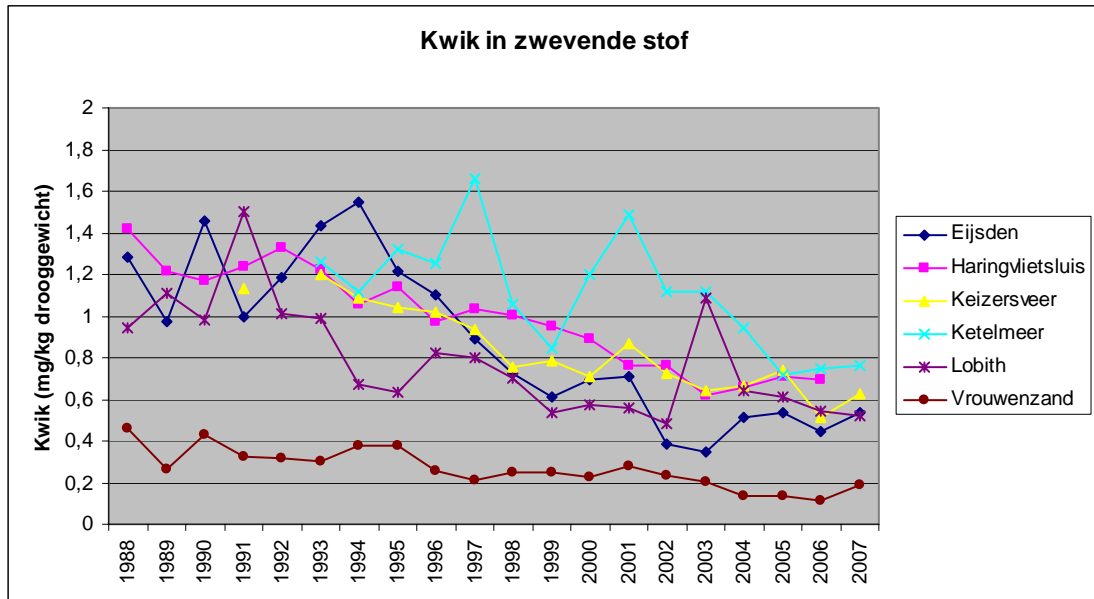
Op basis van deze data in zwevende stof is er geen verbetering te verwachten voor wat betreft aanvoer van PCB-153 (en de hele groep van dioxinen en dioxineachtige PCB's) in zwevende stof naar het Benedenrivierengebied. Dit betekent dat zwevende stof, die neerslaat in het gebied een redelijk constante hoeveelheid dioxinen en PCB's toevoegt aan de waterbodem.

4.2.5 Kwiktrends

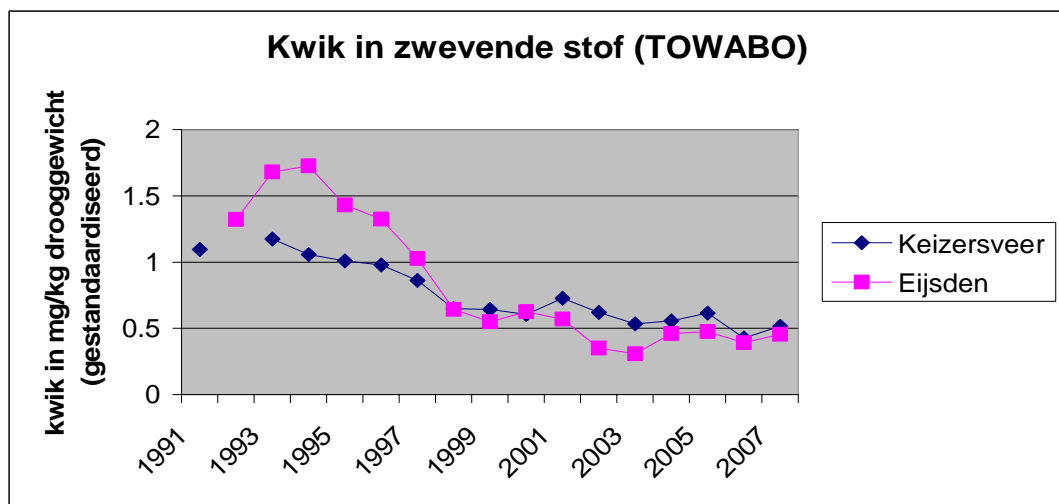
In Figuur 4.14 zijn de trends van de hoeveelheid totaal kwik in zwevende stof uitgezet op basis van drooggewicht. Met name op de locaties Ketelmeer, Eijsden en Lobith zijn er een aantal pieken te zien in gehalten aan totaal kwik in zwevende stof. Wel is er over het algemeen een afname te zien voor totaal kwik op alle locaties. Eén van de hoogste gehalten aan totaal kwik worden gevonden op de locatie Ketelmeer, de laagste gehalten in Vrouwezand (IJsselmeer).

Ook als de data gestandaardiseerd worden gepresenteerd is er bij Eijsden en Keizersveer een afnemende trend aan totaal kwik in zwevende stof te zien (Figuur 4.15, TOWABO data).

Op basis van deze data in zwevende stof is er een lichte verbetering te verwachten voor wat betreft aanvoer van totaal kwik in zwevende stof naar het Benedenrivierengebied. Dit betekent dat zwevende stof, die neerslaat in het gebied steeds minder totaal kwik toevoegt aan de waterbodem, al is deze afname minder dan in het begin van de jaren '90.



Figuur 4.14 Trends van totaal kwik in zwevende stof in Nederland, in de periode 1988-2007 (Waterbase.nl).



Figuur 4.15 Trends van totaal kwik (gestandaardiseerd) in zwevende stof bij Keizersveer en Eijsden, in de periode 1991-2007.

4.3 Conclusie

Trendfiguren laten zien dat in de afgelopen 30 jaar zowel gehalten aan (dioxineachtige) PCB's als totaal kwik zijn afgenomen in aal uit het Benedenrivierengebied. Wel is deze afname in de afgelopen tien jaar veel minder sterk dan in de jaren daarvoor en in sommige gebiedsdelen zelfs geheel gestagneerd of weer licht toegenomen.

Trends in zwevende stof laten een verschillend beeld zien voor (dioxineachtige) PCB's en totaal kwik. Gehalten aan (dioxineachtige) PCB's in de afgelopen 20 jaar zijn relatief constant gebleven. Op basis hiervan is er geen verbetering te verwachten voor wat betreft de aanvoer van PCB-153 in zwevende stof naar het Benedenrivierengebied. Gehalten aan totaal kwik zijn wel afgenomen in het zwevende stof in de afgelopen 20 jaar. Op basis hiervan is er een lichte verbetering te verwachten voor wat betreft aanvoer van totaal kwik in zwevende stof naar het Benedenrivierengebied.



Aalvangst (© Martine van den Heuvel-Greve).

5 Gehalten aan verontreinigende stoffen in zwevende stof en waterbodems als voorspeller van gehalten in aal

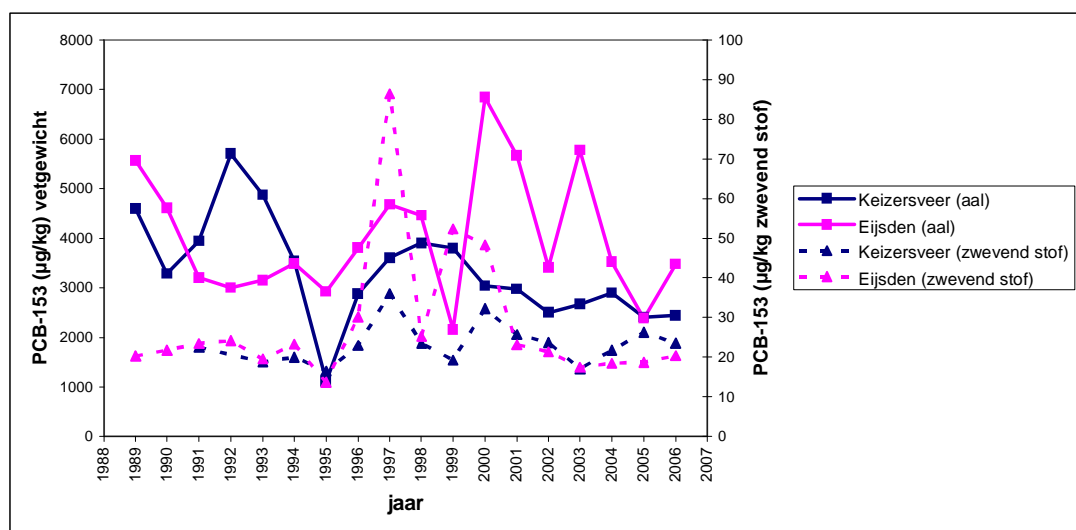
In dit hoofdstuk worden relaties geanalyseerd tussen gehalten aan verontreinigende stoffen in aal en die in zwevende stof, waterbodems en de representatieve soorten uit het voedselweb. Op basis hiervan kunnen uitspraken worden gedaan over in hoeverre gehalten aan verontreinigende stoffen in zwevende stof en waterbodems als voorspeller gebruikt kunnen worden voor gehalten in aal. Ook wordt de rol van het voedselweb in de relatie tussen aal en waterbodems verder beschreven.

Monitoringsdata geven aan dat globaal gezien gehalten aan verontreinigende stoffen in aal laag zijn in schone gebieden, zoals het IJsselmeer, en hoog in verontreinigde gebieden, zoals het Benedenrivierengebied. Echter, het vaststellen van een correlatie tussen gehalten in aal en die in milieucompartimenten (zwevende stof, waterbodems en voedselweb) is een complex en lastig karwei.

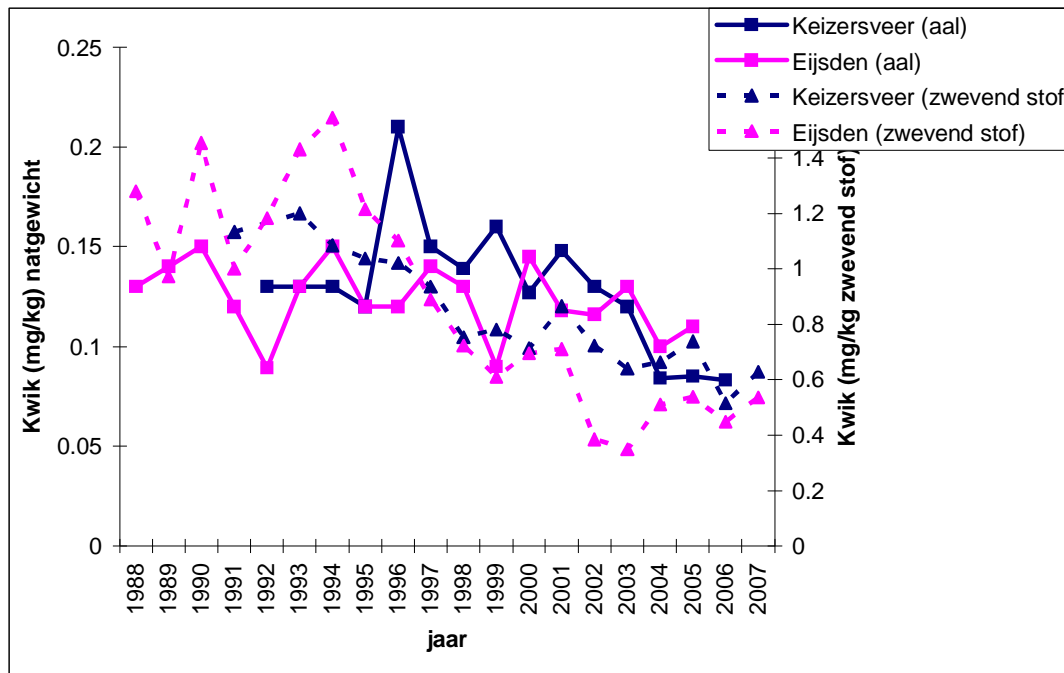
5.1 Zwevende stof als voorspeller van gehalten aan verontreinigende stoffen in aal

5.1.1 PCB's en dioxineachtige stoffen

Voor een vergelijking tussen gehalten aan PCB's in aal en zwevende stof zijn twee locaties in de Maas nader uitgelicht. Omdat zowel zwevende stof als de waterbodems ter plekke gehalten aan PCB's in aal kunnen beïnvloeden zijn twee uiterste locaties in de Maas gekozen. Keizersveer is de meest benedenstroomse locatie in de Maas, net voor de samenkomen met de Rijn. De stroomsnelheid is hier relatief laag en de waterbodems heeft een hoog gehalte aan slibrijk (fijn) materiaal. Eijsden ligt geheel bovenstrooms, heeft hogere stroomsnelheden en een zandige waterbodems. Verontreinigende stoffen als PCB's en kwik zijn minder gebonden aan zandrijke waterbodems, waardoor er waarschijnlijk weinig verontreinigende stoffen uit de waterbodems in de waterkolom terecht komen op deze plek. De invloed van verontreinigende stoffen via het zwevende stof kan dan een grotere rol spelen.



Figuur 5.1 Trends van PCB-153 in aal bij Keizersveer en Eijsden, uitgedrukt op vetgewicht, en PCB-153 in zwevende stof (SPM) uitgedrukt op droge stof, in de periode 1988-2006.



Figuur 5.2 Trends van kwik in zwevende stof (mg per kg drooggewicht) en in aal (mg per kg natgewicht) bij Keizersveer en Eijsden, in de periode 1988-2007.

In Figuur 5.1 is bij Keizersveer een licht afnemend PCB-153 gehalte in aal te zien. Een afname van PCB-153 gehalte wordt in zwevende stof niet gemeten. In Eijsden variëren de gehalten aan PCB-153 in aal sterk. Ook in zwevende stof zijn op deze plek sterke schommelingen te zien in de jaargemiddelde gehalten van PCB-153, maar deze komen niet overeen met die in aal. Trends in gehalten in zwevende stof lijken dus op basis van deze twee datasets geen goede voorspeller te zijn voor trends in aal. Zelfs bij Eijsden, een plek waar de waterbodem nauwelijks een rol zou kunnen spelen, is er geen relatie te zien.

Aangezien er geen trendfiguren voor dioxinen en furanen beschikbaar zijn wordt aangenomen dat deze stofgroepen zich gedragen als PCB's. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat dioxinen en furanen in mindere mate doorgegeven worden naar hogere trofische niveaus dan PCB's (zie 2.1.1).

Een ontbrekende relatie tussen gehalten in het zwevende stof en aal is ook niet erg waarschijnlijk. Voor een sterk apolaire verontreinigende stof, zoals het merendeel van de PCB's, dioxinen en furanen, verloopt de opnameroute vooral via het voedsel en niet via opname door de kieuwen. Organismen lager in de voedselketen (met name filtrerende organismen, zoals schelpdieren) kunnen wel in hogere mate door gehalten aan deze stoffen in het zwevende stof worden beïnvloed. Door doorvergiftiging komen deze stoffen uiteindelijk wel in een predator als de aal terecht, maar gehalten zijn dan over een langere tijd en grotere oppervlakte geïntegreerd en daardoor meer uitgemiddeld.

5.1.2 Kwik

Trends voor kwik laten een meer coherent beeld zien in aal en zwevende stof dan voor PCB-153. In zowel Figuur 4.8 als Figuur 4.14 is een afname van gehalten aan kwik te zien; in aal van ongeveer 0,4 naar 0,2 mg/kg versgewicht tussen 1975 en 2005, en in zwevende stof van ongeveer 1,2 naar 0,6 mg/kg drooggewicht tussen 1988 en 2007. De halvering van het kwikgehalte in aal vond in ongeveer 30 jaar plaats, de halvering van het kwikgehalte in zwevende stof in ongeveer 20 jaar. In beide compartimenten zijn de gehalten gehalveerd, alleen is de daling in zwevende stof sneller dan die in aal.

In Figuur 5.2 zijn gehalten aan kwik in zwevende stof en in aal uitgezet voor twee locaties in de Maas. Voor zowel Eijsden als Keizersveer is een duidelijke afname van kwik in zwevende stof te zien vanaf midden jaren negentig. De daling in kwikgehalten in aal bij Keizersveer loopt samen met die in zwevende stof. Bij Eijsden daarentegen neemt het kwikgehalte in aal minder sterk af dan het gehalte in zwevende stof.

PCB-153 en kwik laten een verschillend beeld zien voor de correlatie tussen zwevende stof en trends aan gehalten van verontreinigende stoffen in aal in het Benedenrivierengebied. Dit is niet verwonderlijk aangezien PCB's en kwik twee totaal verschillende stofgroepen zijn met verschillende karakteristieken. Deze hebben grote invloed op de opname en opslag van stoffen in organismen, zoals de aal.

Wat de daadwerkelijke verklaring is voor de waargenomen verschillen tussen PCB-153 en kwik is niet helemaal duidelijk, maar mogelijk speelt de opnameroute van deze stoffen een rol. Zo worden hoger gechloroerde PCB's (zoals PCB-153) in aal voornamelijk opgenomen via het voedsel. Moermond e.a. (2004) hebben met behulp van experimenten met de karpers vastgesteld dat voor de laag-gechloroerde PCB's 62% via het water wordt opgenomen, en voor de hoog-gechloroerde PCB's slechts 4%. Voor PCB-153 was de opnameroute 10% via het sediment, 10% via het water, en de rest via voedsel. Voor methylkwik is ook voedsel de voornaamste opnameroute, maar tevens kan daarnaast anorganisch kwik (via de kieuwen) uit het water worden opgenomen (Hall e.a., 1997; Wang & Wong, 2003). Experimentele studies laten zien dat anorganisch kwik in de vis omgezet kan worden in methylkwik (Simon & Boudou, 2001), al zijn er ook studies die dit tegenspreken (Pennacchioni e.a., 1976). In water is anorganisch kwik vrijwel altijd gebonden aan de in het water zwevende deeltjes (Slooff e.a., 1994). Zo kan zwevende stof een aanvullende en meer directe bron vormen voor kwik in aal.

5.2 Gehalten in waterbodems als voorspeller van gehalten aan verontreinigende stoffen in aal

Om een relatie te kunnen leggen tussen gehalten aan verontreinigende stoffen in aal en de waterbodem zijn verschillende benaderingen mogelijk. In dit rapport is ervoor gekozen om de benadering toe te passen die ervan uit gaat dat blootstelling van aal aan verontreinigende stoffen wordt bepaald door de algemene kwaliteit van het gebied. Voor onderzoek naar de relatie tussen gehalten in de waterbodem en in de aal, is daarom gewerkt met een gemiddelde blootstelling voor een locatie, die gebaseerd is op data van een groter gebied dan direct gelegen rondom een aalbemonsteringspunt.

De drie locaties waar de relatie tussen verontreinigende stoffen in aal en in de waterbodem zijn onderzocht zijn geselecteerd op basis van die gebieden, waar momenteel Nader Onderzoek wordt uitgevoerd. De vangstlocaties van aal in deze drie gebieden waar Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, zijn als volgt:

- Haringvliet Oost: vangstlocatie Haringvliet-Oost (Figuur 5.3);
- Brabantse Biesbosch: vangstlocatie Gat van Noorderklip (Figuur 5.4);
- Nieuwe Merwede: vangstlocatie Nieuwe Merwede en vangstlocatie Amer (Figuur 5.5).

Aan de overige vangstlocaties in het Benedenrivierengebied van aal in het Benedenrivierengebied zijn geen waterbodemgegevens gekoppeld.

In het Haringvliet Oost en de Brabantse Biesbosch tellen alle meetpunten even zwaar mee. De blootstelling wordt hier bepaald door het gemiddelde. Voor de Nieuwe Merwede is gekozen voor het gemiddelde van het gebied ten westen van de Kop van 't Land. Dat punt ligt halverwege de Nieuwe Merwede. Bovenstrooms (ten oosten van de Kop van 't Land) is het materiaal zeer zandig; benedenstrooms wordt fijn materiaal afgezet. Voor de vangstlocaties is het benedenstroomse deel het meest relevant. Daarom worden de data in het oostelijk (bovenstroomse) deel niet meegenomen.

Tabel 5.1 Overzicht van de gemiddelde gehalten (plus/min standaarddeviatie) in aal (2000-2006) en in de waterbodem (2008 of 2002-2008) in dezelfde gebieden (gebieden, waar Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, zijn vetgedrukt). Er is een verband tussen PCB-153 in aal en Totaal TEQ in aal, en tussen PCB-153 in de waterbodem en PCB-153 in de aal. Door de aanname dat de relatieve biobeschikbaarheid van deze stoffen in de waterbodem in deze gebieden vergelijkbaar is en de ratio tussen PCB-153 en de giftige congenen ook ongeveer gelijk is, is verondersteld dat er een relatie is tussen PCB-153 in de waterbodem en Totaal TEQ in aal, waardoor deze ook zo te vergelijken zijn.

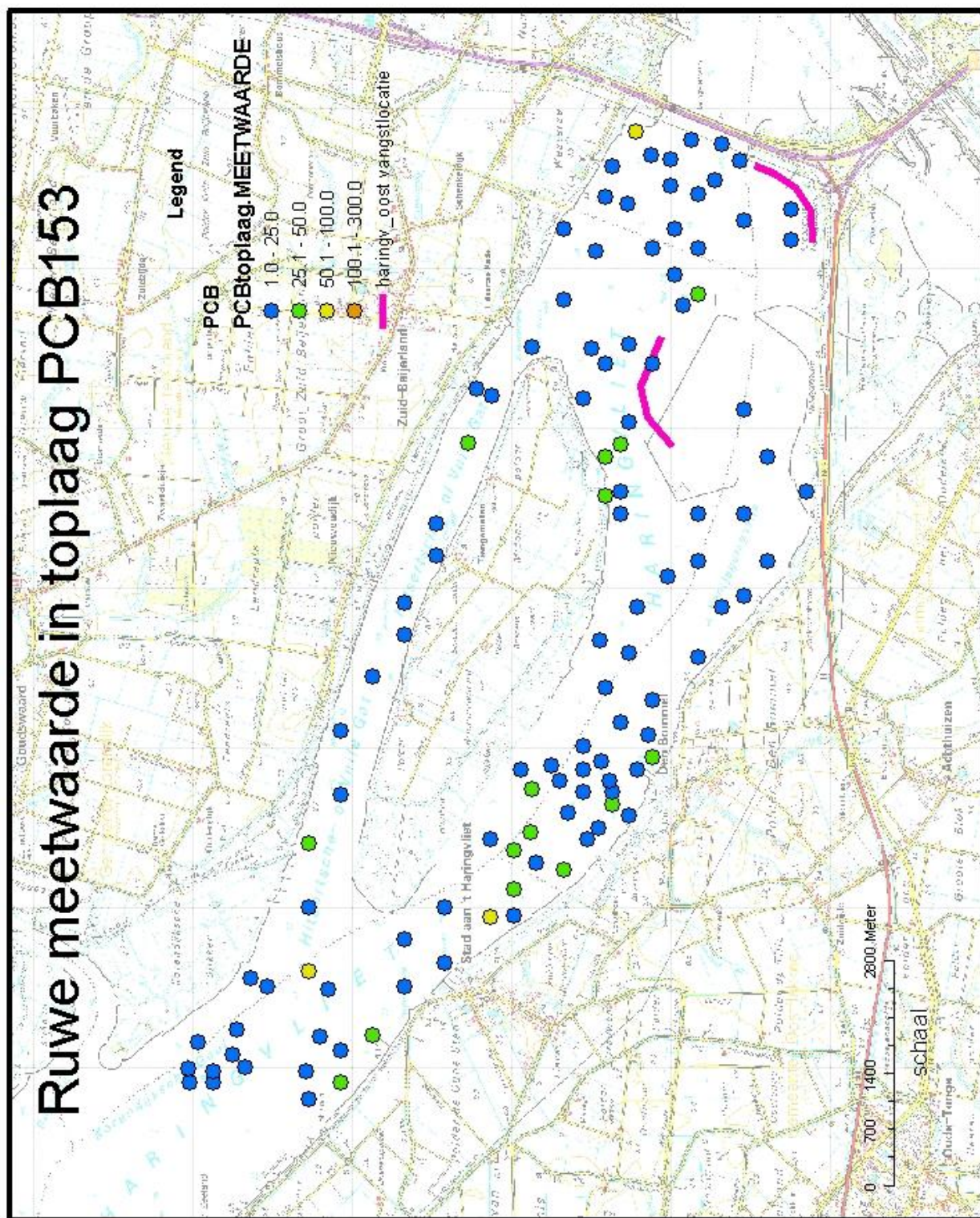
Locatie	PCB-153 in de bodem µg/kg (droog)	PCB-153 in aal µg/kg (nat)	Totaal TEQ*** in aal ng/kg (nat)	Hg in de bodem mg/kg (droog)	Hg in aal mg/kg (nat)
Haringvliet Oost	16,4 ± 13	452 ± 49	34****	1,0 ± 1,2	0,27
Nieuwe Merwede	46 ± 104	570 ± 123	43****	1,8 ± 4,2	0,18
Brabantse Biesbosch*	23,5 ± 34	435	32	1,0 ± 1.0	0,30
Haringvliet- West	nb	359 ± 61	27****	nb	0,17
Korendijkse geul*	nb	400	34	nb	--
Hollands Diep	nb	453 ± 105	34****	nb	0,16
Dordtse Biesbosch**	nb	528**	50	nb	0,21
Amer**	nb	610	44	nb	0,11
Keizersveer	nb	526 ± 73	40****	nb	0,07

* waarden gebaseerd op eenmalige metingen in 2006, **waarden gebaseerd op twee metingen (2006 en 2007), ***Totaal TEQ in aal bestaat grofweg voor 80% uit dioxineachtige PCB's, ****Geschat op basis van PCB-153 (lineaire correlatie), nb = data niet beschikbaar in dit onderzoek.

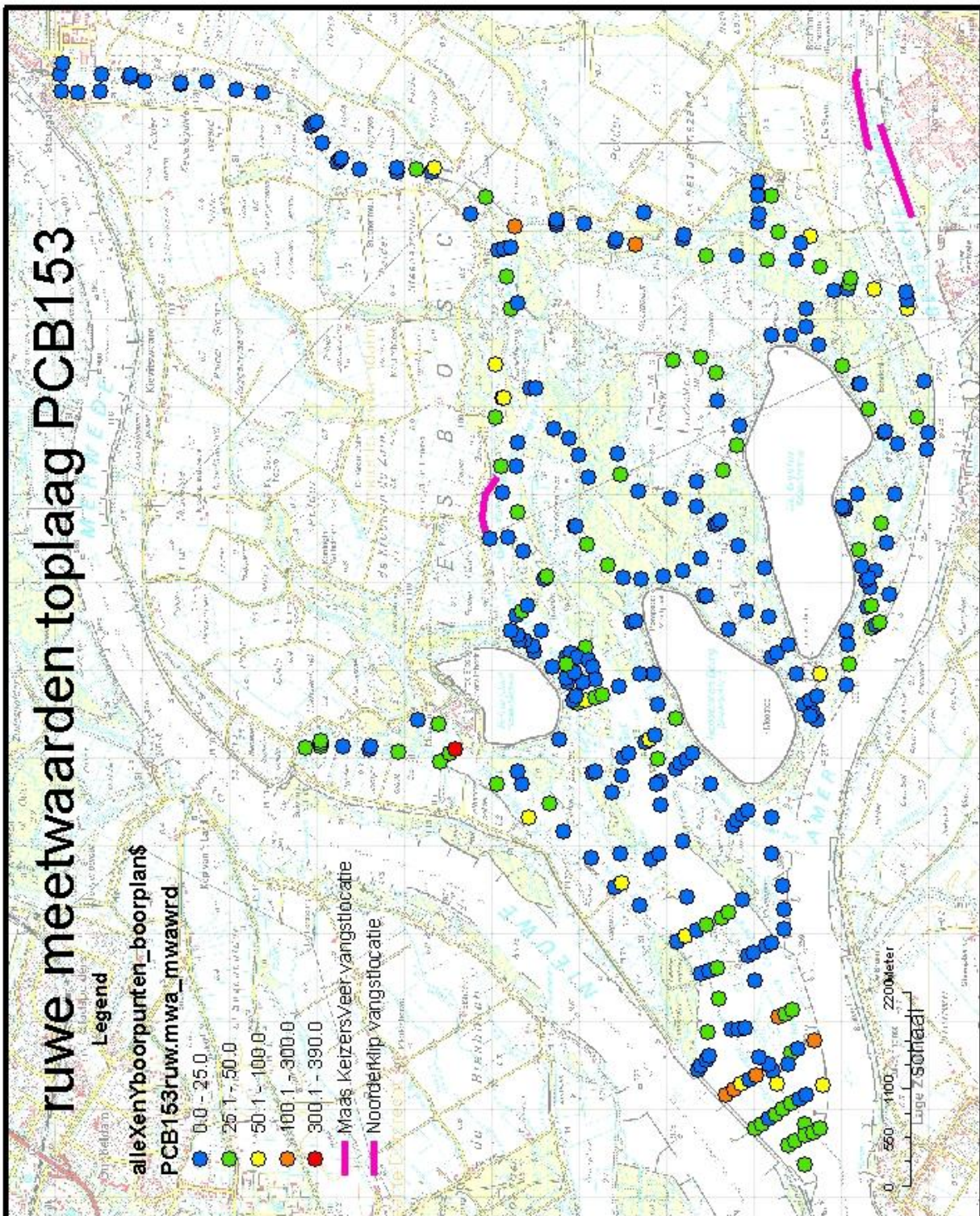
5.2.1 PCB's en dioxineachtige stoffen

Als gehalten aan PCB's in aal in het IJsselmeergebied worden vergeleken met die in het Benedenrivierengebied, is er een relatie te zien met de chemische kwaliteit van het desbetreffende watersysteem. Er is een overlap tussen gebieden met een verontreinigde waterbodem en gebieden waar aal te hoge gehalten aan dioxineachtige stoffen bevat (Tonkes e.a., 2008). De chemische kwaliteit van waterbodems in het IJsselmeer is over het algemeen aanzienlijk beter dan die in het Benedenrivierengebied. Figuur 4.7 toont dat aal in het IJsselmeer eveneens lagere gehalten aan PCB's bevat dan in het Benedenrivierengebied. Als meer gedetailleerd wordt gekeken binnen het Benedenrivierengebied is het de vraag of een dergelijke relatie in het veld nog steeds kan worden vastgesteld.

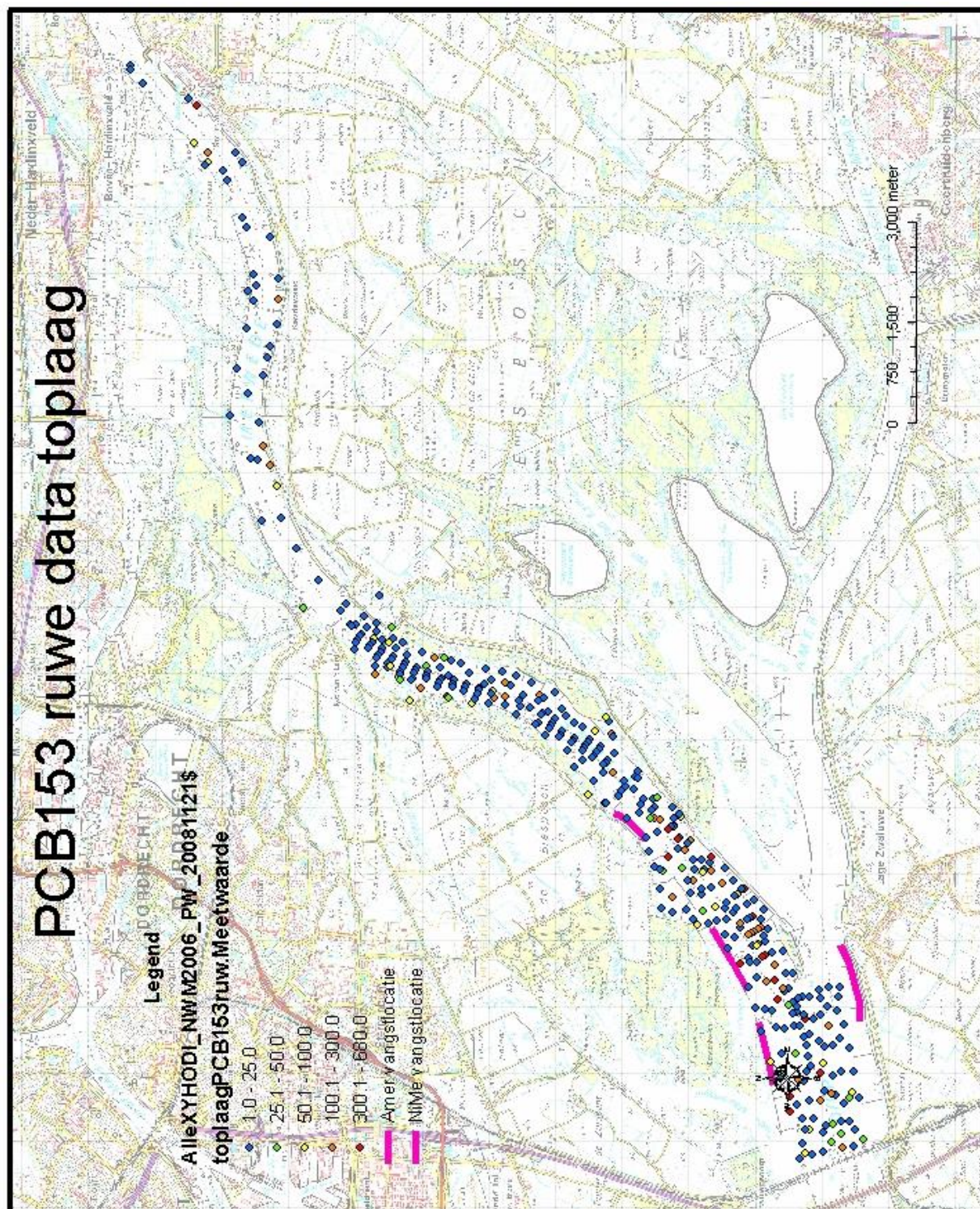
Omdat PCB-153 gemeten is in aal en de TEQ-gehalten in aal eveneens geschat zijn op basis van PCB-153 is ook voor de waterbodem PCB-153 als indicator PCB gekozen. De spreiding aan waterbodempkwaliteit van PCB-153 voor deze locaties is zichtbaar in Figuur 5.3, Figuur 5.4 en Figuur 5.5. Hierbij is er van uit gegaan dat gehalten in de waterbodem relatief stabiel zijn. Per locatie zijn er verschillende periodes van bemonstering gebruikt voor het maken van de vergelijking; voor het Haringvliet en de Brabantse Biesbosch zijn data 2008 gebruikt, voor de Nieuwe Merwede data uit de periode 2002-2008. Op deze figuren is te zien dat het grootste gedeelte van de drie gebieden waar Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, PCB-153 gehalten in de waterbodem worden aangetroffen van 1-25 microgram per kg droge stof. In alle drie de gebieden zijn er hotspots te vinden met hogere



Figuur 5.3 Gehalten van PCB-153 in de toplaag (0-50 cm) van de waterbodembodem in het Haringvliet, in de periode 2008 (in microgram per kg droge stof).



Figuur 5.4 Gehalten van PCB-153 in de toplaag (0-50 cm) van de waterbodem in de Brabantse Biesbosch, in de periode 2008 (in microgram per kg droge stof).



Figuur 5.5 Gehalten van PCB-153 in de toplaag (0-50 cm) van de waterbodem in de Nieuwe Merwede, in de periode 2002-2008 (in microgram per kg droge stof).

gehalten aan PCB-153 tot een maximum van 680 microgram per kg droge stof in de Nieuwe Merwede. De meest verontreinigde plekken liggen in de Brabantse Biesbosch en de Nieuwe Merwede.

Tabel 5.1 geeft de gemiddelde gehalten weer voor PCB-153 in de waterbodem en in aal in het Benedenrivierengebied. Deze tabel is voor waterbodem gebaseerd op de waterbodembedata die in voorgaande figuren zijn gepresenteerd (Figuur 5.3, Figuur 5.4, Figuur 5.5). Op basis van deze drie Nader Onderzoekslocaties kan een zelfde trend worden geconstateerd voor PCB-153 in de waterbodem en PCB-153 of Totaal-TEQ in de aal: Nieuwe Merwede > Brabantse Biesbosch \approx Haringvliet-Oost. Wel valt op dat de spreiding aan gehalten in de waterbodem in de Nieuwe Merwede hoog is. Dit is mogelijk te wijten aan lage gehalten in zandige monsters en hoge concentraties in meer slibrijke monsters.

5.2.2 Kwik

Voor kwik is de variatie tussen het IJsselmeergebied en het Benedenrivierengebied veel kleiner. De kwikgehalten in aal in het IJsselmeer wijken minder sterk af van gehalten in aal uit het Benedenrivierengebied dan bij PCB-153 het geval is. Gehalten aan kwik in zwevende stof bij het Ketelmeer zijn vergelijkbaar met gehalten in het Benedenrivierengebied.

Ook binnen het Benedenrivierengebied is er geen duidelijke relatie tussen gehalten in aal en in de waterbodem te zien (zie Tabel 5.1); waterbodems uit de Nieuwe Merwede bevatten de hoogste kwikgehalten, terwijl de hoogste kwikgehalten in aal juist in de Brabantse Biesbosch of Haringvliet Oost worden aangetroffen. De spreiding van gehalten aan kwik binnen een gebied, waar Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, is groot, vooral in de Nieuwe Merwede, terwijl de verschillen tussen deze gebieden niet zo groot zijn.

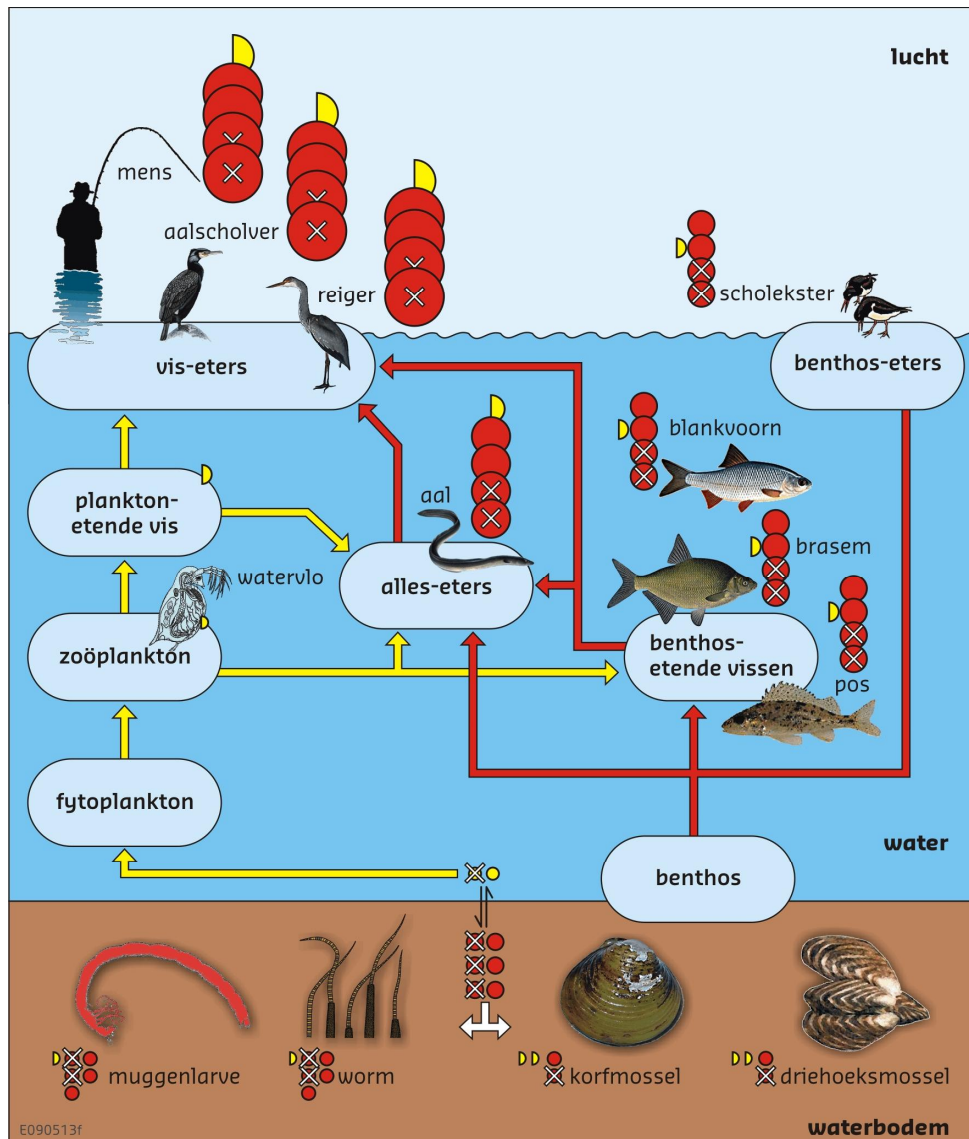
Het beeld voor de relatie tussen gehalten aan PCB's en kwik in de waterbodem en in aal binnen het Benedenrivierengebied sluit dus aan bij het landelijke beeld (op basis van de vergelijking tussen het IJsselmeergebied en het Benedenrivierengebied). Voor PCB's lijkt er op gebiedsniveau een relatie te zijn tussen gehalten in waterbodem en aal, terwijl dit op basis van de huidige dataset niet voor kwik aangetoond kan worden. Hierbij is van belang te realiseren dat de relatie tussen PCB-153 in aal en de waterbodem geen directe relatie is, maar dat deze verloopt via het voedsel van aal (zie paragraaf 5.3).

5.3 Voedselweb als verbinding tussen waterbodem en aal

In paragraaf 5.2 is aangegeven dat er op basis van de beschikbare gegevens op gebiedsniveau een relatie is tussen gehalten aan PCB-153 in de waterbodem en gehalten van deze stof in aal. De belangrijkste opname van PCB's in aal vindt, zoals eerder gesteld, plaats via het voedsel en niet via directe opname uit water of waterbodem. Dit betekent dat gehalten in voedsel van de aal voornamelijk de uiteindelijke gehalten in aal bepalen.

Zoals in paragraaf 3.2 is beschreven, is aal een pragmatisch opportunist wat voedsel betreft. Vis wordt een dominant aandeel van het voedsel als aal een lengte heeft van meer dan 35 cm. Eén van de prooi-soorten van aal is bijvoorbeeld blankvoorn. Blankvoorn zelf eet met name watervlooien en muggenlarven en als ze groter zijn ook schelpdieren, zoals quagga, Aziatische korfmossel en driehoeksmossel. PCB's en methyلكwik worden doorgegeven van lagere niveaus in een voedselweb, zoals de korfmossel, via de blankvoorn naar hogere trofische niveaus, zoals de aal (zie Figuur 2.1).

In een eerste rekenactie zijn gehalten aan PCB's en (methyl) kwik in prooidieren (blankvoorn en quagga) en aal uit het Benedenrivierengebied naast elkaar gezet. Deze rekenactie laat zien dat gegevens uit het Benedenrivierengebied ook de aanwijzing geven dat voor beide stofgroepen gehalten toenemen naarmate een dier hoger in een voedselweb



Figuur 5.6 Als door sanering gehalten aan verontreinigende stoffen in de waterbodem afnemen, zal ook de opname, doorgifte en ophoping van verontreinigende stoffen in biota verminderen vanuit de waterbodem en het water. Dit leidt uiteindelijk tot een lagere belasting van toppredatoren. De rode rondjes geven blootstelling van een verontreinigende stof via de waterbodem weer. Gele rondjes geven blootstelling via het water weer. Het aantal rondjes geeft de verhouding tussen opname via de waterbodem en die via het water weer. Deze verhouding varieert en is afhankelijk van de verontreinigende stof. Hoe meer of hoe groter het rondje, hoe groter de hoeveelheid verontreinigende stof. In dit voorbeeld vindt ophoping plaats in het voedselweb; de grootste rondjes worden boven in het web ('vis-eters') aangetroffen. Een kruis door een stip of een halve stip betekent dat de blootstelling aan de verontreinigende stof vanuit water en waterbodem is afgenomen door sanering van de waterbodem.

staat in de volgorde: quagga < blankvoorn < aal. Dit ondanks het feit dat deze diersoorten niet allemaal op dezelfde plaats (in Haringvliet-Oost en Hollands Diep) en tijd (in de periode juni-september) gevangen zijn en de afmetingen van zowel de blankvoorn als de quagga te groot zijn om daadwerkelijk als voedselbron te kunnen dienen voor respectievelijk aal en blankvoorn. Kleinere quagga en blankvoorn zullen gemiddeld lagere gehalten aan verontreinigende stoffen bevatten, wat de verschillen tussen de drie soorten vergroot en zo het beeld van ophoping in een voedselweb verder versterkt.

De kwaliteit van de bodemdieren (macrobenthos) wordt beïnvloed door de waterbodem. Het meeste macrobenthos bevindt zich mogelijk in ondiepe gebieden. De waterbodemkwaliteit in ondiepe gebieden zou dus zwaarder kunnen meetellen bij het bepalen van de blootstelling. Hierbij zijn twee onzekerheden. Ten eerste tonen de rapporten van de "Biologische monitoring zoete rijkswateren" weliswaar aan dat de aantallen en diversiteit van organismen in ondiep water aanzienlijk hoger zijn dan in diep water, maar het is onzeker of de biomassa effectief veel groter is (veel kleine versus weinig grote organismen). Ten tweede is niet precies bekend waar de aal nu het meeste voedsel vandaan haalt; ofwel direct door predatie op macrobenthos door de aal zelf ofwel indirect door de predatie op macrobenthos door prooivissen van aal. Deze informatie is van belang om de doorgifte van verontreinigende stoffen vanuit de waterbodem naar de aal via het macrobenthos beter in te kunnen schatten. Door het saneren van waterbodems zullen gehalten aan verontreinigende stoffen in het voedsel van de aal dalen, waardoor eveneens gehalten in de aal en zijn predatoren zullen afnemen (zie Figuur 5.6).

5.4 Conclusie

PCB-153 gehalten in zwevende stof lijken, op basis van data bij Keizersveer en Eijsden, geen goede voorspeller te zijn voor PCB-153 trends in aal. Kwikgehalten zijn echter wel in zowel aal als in zwevende stof gedaald.

Voor PCB's is er op basis van het landelijke beeld (vergelijking tussen IJsselmeergebied en Benedenrivierengebied) en resultaten binnen het Benedenrivierengebied op gebiedsniveau een relatie te zien tussen de gemeten gehalten in waterbodem en die in de aal. Deze is niet direct, maar verloopt via het voedsel. Als de waterbodemkwaliteit verbetert, verbetert de kwaliteit van het voedsel van de aal en hiermee neemt de ophoping van PCB's in de aal af. Dit vermindert ook de blootstelling van zijn predatoren aan deze verontreinigende stoffen.

Zowel op basis van het landelijk beeld (vergelijking tussen IJsselmeergebied en Benedenrivierengebied) als binnen het Benedenrivierengebied is er geen duidelijke relatie te zien tussen gehalten aan kwik in aal en die in de waterbodem. De spreiding van gehalten aan kwik binnen een gebied is groot, terwijl de verschillen tussen gebieden niet zo groot zijn.



Palingvissers aan het werk (© Ruben Schipper).

6 Inschatten van humane en milieurisico's

In dit hoofdstuk wordt aangegeven wat de humane en ecologische risico's zijn van de verontreinigingen in aal in het Benedenrivierengebied. Dit vindt op drieërlei wijze plaats: 1) aan de hand van toetsing van waterbodemgehalten aan de MTR_{humaaan} met behulp van het programma Sedisoil; 2) door vergelijking van gehalten in aal met Europese normen voor levensmiddelen en biota; 3) door een inschatting te maken van risico's voor de aal en zijn predatoren aan de hand van bestaande kennis. Hierbij wordt tevens ingegaan op het verband tussen de afname van de aalpopulatie en het voorkomen van verontreinigingen in zijn leefomgeving.

6.1 Aanpak voor bepaling van humane risico's conform de Richtlijn Nader Onderzoek.

De risicobeoordeling voor permanent natte gebieden is onderverdeeld in drie risicostappen:

- In *Stap M1* vindt een inschatting van de effecten van de waterbodemverontreiniging plaats op basis van potentiële blootstelling.
- Bij voldoende aanleiding vindt in *Stap M2* een inschatting van de blootstelling aan de waterbodemverontreiniging door middel van modelberekeningen gebaseerd op gemeten waterbodemkwaliteit.
- Bij voldoende aanleiding vindt in *Stap M3* een inschatting van de blootstelling van de mens aan de waterbodemverontreiniging plaats met modelberekeningen gebaseerd op metingen in vis (aal) en eventueel locatiespecifieke metingen in water, zwevende stof en waterbodem.

Stap M1 is al uitgevoerd door het adviesbureau dat het Nader Onderzoek uitvoert en Stap M2 wordt voor dioxineachtige stoffen overgeslagen omdat de standaardberekening van Sedisoil onvoldoende betrouwbaar wordt geacht. Aangezien over kwik ook relatief weinig bekend is, zal stap M2 ook voor kwik worden overgeslagen. Deze toetsing zal dus alleen stap M3 omvatten. In stap M3 vindt een berekening van de blootstelling plaats op basis van gemeten gehalten in vis en indien nodig in water, zwevende stof en waterbodem. Vervolgens worden deze gegevens ingevoerd in Sedisoil en wordt het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' berekend. Indien niet voor alle compartimenten (water, zwevende stof, sediment, vis) gegevens worden ingevoerd, berekent Sedisoil de andere compartimenten zelf met behulp van evenwichtsconstanten en bioconcentratiefactoren. Bij invoer van gehalten in vis, wordt de blootstelling via visconsumptie alleen berekend op basis van concentraties in vis. De concentraties in de waterbodem en het zwevende stof spelen geen rol, maar worden wel gebruikt voor berekening van de blootstelling via recreatie.

In alle stappen wordt getoetst aan het MTR_{humaaan} . Dit is het Maximaal Toelaatbaar Risico (in mg/kg lichaamsgewicht/dag), die voor de mens is gesteld. Het MTR_{humaaan} omvat de hoeveelheid die een mens maximaal binnen mag krijgen bij levenslange blootstelling. De MTR_{humaaan} waarde geldt zo als het hoogst gezondheidskundig nog verantwoorde niveau van blootstelling. Sedisoil gebruikt de MTR_{humaaan} -waarden, die zijn vastgesteld in NOBO (Normstellingoverleg Bodem). Deze zijn gebaseerd op het RIVM-rapport van Lijzen e.a. (2001), met uitzondering van de MTR_{humaaan} voor de som 7-PCB's (hiervoor wordt een oudere waarde uit de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (2000) gebruikt).

6.1.1 Stap M3 voor visconsumptie

Omdat de grootste bijdrage aan de blootstelling voor veel stoffen wordt veroorzaakt door visconsumptie, is het rekenen met gehalten in aal veel betrouwbaarder dan met gehalten in de bodem. Aal is een graag geziene consumptievij, maar door het hoge vetpercentage kunnen organische contaminanten tot hoge concentraties accumuleren in het visvlees. Het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' gaat uit van een consumptie van

150 g aal per maand uit eigen vangst, wat is gebaseerd op onderzoek onder sportvissers door het RIVM (Hoogenboom e.a., 2007).

In het Benedenrivierengebied is op basis van gebiedskennis gesteld dat de risicobeoordeling ten aanzien van visconsumptie beperkt kan worden tot de dioxineachtige verbindingen en kwik. Commercieel gevangen vis blijft in dit scenario buiten beschouwing, omdat dit wordt gereguleerd via de Warenwet (inclusief EU-normen).

Voor de stofgroep van dioxines en stoffen met een dioxineachtige werking geldt dat andere bronnen dan vis (bijv. kip, melk, eieren) een belangrijk aandeel in de totale blootstelling hebben. Hierdoor wordt in de EU-regelgeving aangehouden dat 10% van de totale blootstelling aan deze stofgroep voor rekening mag komen van de visconsumptie. Dit betekent dat de MTR_{humaaan} maar voor 10% opgevuld mag worden door aalconsumptie. In onderhavige risicobeoordeling (Wet bodembescherming, Wbb) wordt echter gehanteerd dat pas sprake is van onaanvaardbare risico's, dus van een spoedeisende sanering, als 100% van de norm (MTR_{humaaan}) wordt opgevuld door consumptie van 150 gram aal per maand.

6.1.2 Sedisoilberekeningen stap M3 voor visconsumptie

De algemene lijn die is gevolgd bij een eerste invoer in Sedisoil is:

- gemiddelde gehalten in vis over de laatste 5 jaar

en alleen voor Hg:

- maximale waarden in sediment (meest recente metingen)
- gemiddelde gehalten in zwevende stof over de laatste 5 jaar.

Deze keuze voor gemiddelde visgehalten is gemaakt omdat de visgehalten een beperkte variatie vertonen in de tijd en omdat door het geringe aantal meetpunten op locatieniveau geen ruimtelijk beeld mogelijk is. Het betreft dus een 'realistisch' blootstellingsscenario. Voor dioxines zijn geen sediment- en zwevende stofgegevens ingevoerd. Visconsumptie is de enige relevante route (die wordt berekend op basis van visgehalten) en er zijn geen dioxinegegevens bekend in waterbodem en slechts zeer beperkt in zwevende stof. Bovendien is een vertaling vanuit PCB-153, zoals dat gebeurt bij gehalten in vis, eveneens onmogelijk.

Voor Hg zijn wel gehalten in de waterbodem en het zwevende stof ingevoerd. De gegevens waren beschikbaar en de blootstelling aan Hg kan zowel door visconsumptie als recreatie worden veroorzaakt. Er is gewerkt met ongestandaardiseerde gegevens, terwijl de percentages organische stof en lutum op respectievelijk 10 en 25 staan. Indien de route via recreatie van belang is, zal dit nader worden bekeken. Voor gehalten in het zwevende stof is een gemiddelde invoerwaarde gekozen, omdat net als voor vis geldt, dat deze gehalten een beperkte variatie vertonen in de tijd en dat door het geringe aantal meetpunten op locatieniveau geen ruimtelijk beeld mogelijk is. De gehalten in de waterbodem variëren sterk in de ruimte. Door uit te gaan van de hoogste gemeten gehalten wordt de blootstelling bepaald op het sterkst verontreinigde deel van de locatie. Als daar geen normoverschrijdingen optreden, zal dat zeker niet het geval zijn op minder verontreinigde locaties.

6.1.3 Recreatie

Voor de recreatie gaat het vooral over de oeverrecreatie (hand-mondgedrag) en zwemmen. Er wordt uitgegaan van 30 recreatiedagen per jaar. De blootstelling wordt veroorzaakt door ingestie (eten) en dermale opname van waterbodem, zwevende stof en water. Dit wordt berekend op basis van een groot aantal parameters zoals: inname per recreatiedag, lichaamsgewicht, absorptiesnelheid, blootgesteld oppervlak, etc.

Voor recreatie is een algemene Sedisoilberekening gemaakt, waarin alle stoffen op het niveau van 10 keer interventiewaarde zijn ingevoerd. Alleen voor PAK's leiden deze hoge gehalten tot een MTR-overschrijding, vooral naftaleen en fenantreen scoren hoog bij invoer van 10 keer de interventiewaarde. Omdat voor PAK een additiviteitsrisico geldt, zullen alle PAK's in de berekening worden betrokken. In vis worden nooit hoge concentratie PAK

gemeten, omdat ze in vis worden gemetaboliseerd. Daarom worden PAK's alleen nader beoordeeld voor de route recreatie.¹

6.1.4 Sedisoilberekeningen stap M3 voor recreatie

In eerste instantie zijn alleen sedimentgegevens ingevoerd. Sedisoil berekent dan de bijbehorende gehalten in water en zwevende stof. Er is gebruik gemaakt van maximale waarden in sediment (meest recente metingen).

Als er in bovenstaande berekening overschrijdingen worden geconstateerd, wordt de berekening aangevuld met gemiddelde gehalten in zwevende stof en gemiddelde concentraties in water, bij voorkeur gemiddeld over de laatste vijf jaar. Indien na invoer van concentraties in water en zwevende stof opnieuw normoverschrijdingen optreden zal specifiek gekeken worden naar de waterbodemp kwaliteit nabij recreatiestrandjes.

6.1.5 Toetsing aan EU-normen voor levensmiddelen

Behalve de risicobeoordeling met Sedisoil (stap M3) zijn er vanuit andere wettelijke kaders normen gesteld voor gehalten in visvlees, zoals de Europese normen voor visvlees (zie hoofdstuk 2).

Om de hoge TEQ gehalten in aal uit het Benedenrivierengebied te onderstrepen is in Tabel 6.1 een kort overzicht gegeven van resultaten uit het "Monitoring Nederland 2004-2008" programma (RIKILT, IMARES, opdrachtgever LNV). Van de 101 vismonsters uit de Nederlandse markt die in 5 jaar zijn geanalyseerd heeft het grootste deel lage TEQ waarden. In de groep tussen 2 en 8 ng/kg bevinden zich, op de tiggergarnaal na, alleen maar vissen

Tabel 6.1 Resultaten van 'Monitoring Nederland 2004-2008: TEQ-gehalten in consumptiedieren gevangen in zoet en zout water.

Klasse	Aantal monsters	Vissoorten	TEQ gemiddeld (ng/kg)	Stdev	Afkomst
TEQ <2	65	Garnaal, mossel, tong, tarbot (kweek) kreeft, oester, zalm (kweek), kabeljauw, heek, makreel, roodbaars, tilapia, nijlbaars, zeeduivel	0,8	0,5	Noordzee, Kanaal, Waddenzee en Victoriameer
2<TEQ<8	15	Tiggergarnaal, haring, makreel, sprot, kweekzalm en zeebaars	3,3	1,5	Noordzee, Kanaal en Azië
	16	Kweekaal	1,8	0,7	Nederlands en buitenlands
TEQ>8	5	Aal (30-40 cm)	26,0	14,1	Uit rivieren, IJsselmeer en Westerschelde

1. Sedisoil houdt rekening met de maximale oplosbaarheid van stoffen. Voor de stoffen die in ug/kg worden ingevoerd is dit momenteel niet goed gemodelleerd. Er is een kans dat Sedisoil voor een of enkele bestrijdingsmiddelen op het niveau van 10 keer interventiewaarde een overschrijding van het MTR_{humaaan} berekent. De kans dat gehalten in het Benedenrivierengebied daadwerkelijk leiden tot een MTR -overschrijding is zeer klein. Dit zal worden gecheckt, zodra Sedisoil gecorrigeerd is op dit punt.

Tabel 6.2 Invoer, normen en resultaten Nieuwe Merwede voor dioxineachtige stoffen en kwik in aal.

Invoer Sedisoil	waarde	eenheid	bijzonderheden
<i>Aal</i>			
TEQ	45	ng/kg product	gemiddelde laatste 5 jaar op basis van PCB-153
Hg	0,16	mg/kg product	gemiddelde laatste 5 jaar
<i>Sediment</i>			
Hg	31	mg/kg ds*	maximale ongestandaardiseerde waarde
<i>Zwevende stof</i>			
Hg	0,7	mg/kg ds*	gemiddelde laatste 5 jaar (ongestandaardiseerd)
Normen			
TEQ (EU-norm)	12	ng/kg product	gehalten in aal worden direct getoetst aan deze norm
Hg (EU-norm)	1	mg/kg product	gehalten in aal worden direct getoetst aan deze norm
TEQ (MTR _{humanaan})	2	pg/kg lg**.dag	
Hg (MTR _{humanaan})	2	µg/kg lg**.dag	
methyl-Hg (KRW _{biotanorm})	0,02	mg/kg versgewicht	
Sedisoil uitvoer			
TEQ	1,66	X MTR	
Hg	0,006	X MTR	

ds* = droge stof

lg** = lichaamsgewicht

met een hoog vetgehalte. Het is duidelijk dat uit wildvangst verkregen Nederlandse aal relatief zwaar verontreinigd is, vooral die uit de grote rivieren. Aal groter dan 40 cm zal nog hogere gehalten aan verontreinigende stoffen bevatten. Kweekaal, zowel Nederlandse als buitenlandse, is echter weinig vervuild en bevindt zich ver onder de norm van 12 ng/kg. In het verleden zijn incidenteel hoge TEQ waarden gemeten in kweekvis (zalm, aal), maar de bewustwording en daarmee controle op de kwaliteit van het voer (het stellen van TEQ-normen voor visvoer) lijkt zijn vruchten af te werpen.

6.2 Toetsing Nieuwe Merwede

6.2.1 Invoer en resultaten stap M3 via de route visconsumptie

Tabel 6.2 toont voor dioxineachtige verbindingen en kwik de invoer in Sedisoil, vervolgens de normen en onderaan de berekende blootstelling door Sedisoil ten opzichte van het MTR_{humanaan}. Op basis van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' wordt voor dioxineachtige stoffen een MTR-overschrijding berekend. Voor Hg ligt de blootstelling voor de mens ver af van het MTR.

6.2.2 Invoer en resultaten stap M3 via de route recreatie

Zoals in paragraaf 6.1.3 is vermeld zal voor PAK beoordeeld worden of recreatie tot een MTR-overschrijding kan leiden. Sommige monsters in de Nieuwe Merwede tonen behoorlijk hoge PAK-concentraties (> interventiewaarde). Deels zijn dit monsters van de diepere waterbodem, maar er zijn ook hoge waarden in de toplaag gevonden. De toplaagmonsters zijn geselecteerd en de monsters met hoge som-PAK-gehalten (10 van VROM) en monsters met hoge fenanthreen- en naftaleengehalten zijn doorgerekend met Sedisoil. Daarvoor zijn *ongestandaardiseerde meetdata* gebruikt voor zowel PAK als organische stof.

Een eerste analyse van de problematiek geeft aan dat er enkele veenrijke monsters zijn gevonden (organische stof > 80%) met zeer hoge concentraties van een of enkele PAK. Dit zou op analytische problemen kunnen duiden. Er is ook een zandig monster (arm aan organische stof) met relatief veel PAK. Dit laatste monster leverde uiteindelijk het hoogste risico op (0,93 x MTR; zie monster 33.3 in Tabel 6.3). Dit monster wijkt sterk af van wat in het algemeen wordt gevonden. De meeste monsters hebben een organische stof percentage van tussen de 10 en 20 procent.

Tabel 6.3 toont dat in die categorie monster 563 tot de hoogste blootstelling leidt. Voor monster 563 is aanvullend een Sedisoilberekening uitgevoerd waarin ook gehalten in zwevende stof en water zijn ingevoerd. Vooral het invoeren van gemeten concentraties in water (bij waarden onder de detectiegrens is de detectiegrens ingevoerd) leidde tot een factor 20 afname van de blootstelling. Dit verschil zit vooral in de kleine PAK. Sedisoil lijkt voor die stoffen de concentratie in water te overschatten. Omdat de hoogste waterbodemplaan gehalten niet leiden tot overschrijding van een MTR_{humanaan}, is een aanvullende berekening specifiek gericht op de strandjes niet nodig.

Tabel 6.3 Invoer, normen en resultaten Nieuwe Merwede voor PAK's.

Invoer Sedisoil	ongestandaardiseerde meetwaarde	ongestandaardiseerde meetwaarde	eenheid
<i>Sediment</i>	monster 563	monster 33.3	
fractie organisch koolstof	0,064	0,00812	-
antraceen	61	18	mg/kg
benzo(a)antraceen	46	3,7	mg/kg
benzo(a)pyreen	44	2,8	mg/kg
benzo(g,h,i)peryleen	8,5	1,6	mg/kg
benzo(k)fluorantheen	5,6	1,6	mg/kg
chryseen	12	4,2	mg/kg
fenantreen	16	6,4	mg/kg
fluorantheen	29	6,8	mg/kg
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	5,1	1,6	mg/kg
naftaleen	14	3,5	mg/kg
som 10 PAK	175,2	50,2	
Sedisoil uitvoer			eenheid
	blootstelling	blootstelling	x MTR
antraceen	0,19	0,19	x MTR
benzo(a)antraceen	0,011	0,02	x MTR
benzo(a)pyreen	0,065	0,1	x MTR
benzo(g,h,i)peryleen	0,0002	0,0001	x MTR
benzo(k)fluorantheen	0,0014	0,0022	x MTR
chryseen	0,0012	0,0026	x MTR
fenantreen	0,066	0,17	x MTR
fluorantheen	0,013	0,019	x MTR
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	0,0014	0,0025	x MTR
naftaleen	0,28	0,44	x MTR
som 10 PAK (additief)	0,85	0,93	x MTR

6.2.3 Toetsing aan normen voor levensmiddelen

Tabel 6.2 toont dat de EU-normen voor levensmiddelen niet worden gehaald voor dioxineachtige stoffen in aal. De concentratie in de Nieuwe Merwede over de laatste vijf jaar ligt rond de 45 ng TEQ/ kg product terwijl de EU-norm voor aal 12 ng TEQ/kg product bedraagt. De kans dat beroepsvissers op de Nieuwe Merwede aal vangen die voldoet aan de norm is nihil.

De kwikgehalten in aal schommelen rond de 0,15 mg/kg. Deze concentraties liggen onder de EU-norm voor aal (1 mg/kg).

6.2.4 Conclusies Nieuwe Merwede

De toetsing voor stap M3 met behulp van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' toont aan dat voor dioxineachtige stoffen het MTR wordt overschreden met een factor 1,66. Voor de overige stoffen worden geen onaanvaardbare risico's geconstateerd, ook niet voor PAK in het scenario recreatie.

Aal in de Nieuwe Merwede voldoet niet aan de EU-norm voor dioxineachtige stoffen en mag daarom niet op de markt worden gebracht. De kwikgehalten voldoen wel aan de normen voor visvlees.

6.3 Toetsing Haringvliet

6.3.1 Invoer en resultaten stap M3 via de route visconsumptie

Het Haringvliet kent twee meetpunten, Haringvliet-Oost en Haringvliet-West. De TEQ-waarden in aal zijn in West iets lager (25 ng/kg product) dan in Oost (30 ng/kg). Omdat het oostelijke deel vooral in beeld is voor eventuele saneringsmaatregelen, zijn de gehalten van Haringvliet-Oost gebruikt.

Tabel 6.4 toont voor dioxineachtige verbindingen en kwik de invoer in Sedisoil, vervolgens de normen en onderaan de berekende blootstelling door Sedisoil ten opzichte van het MTR_{humaan} . Op basis van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' wordt voor dioxineachtige stoffen een lichte MTR-overschrijding berekend. De gebruikte TEQ-gehalten in Sedisoil gelden voor gemiddelde aal (standaard is analyse van mengmonster; 25 exemplaren tussen 30 en 40 cm). In het Benedenrivierengebied wordt echter relatief veel grote alen gevangen, daarnaast wordt kleine aal commercieel weinig aangeland omdat deze vaak worden teruggegooid (in tegenstelling tot de praktijk in het IJsselmeer). Grote alen bevatten doorgaans hogere TEQ-gehalten op productbasis. In 2006 bevatte een mengmonster aal Haringvliet Oost van 30-40 cm een TEQ van 29, grotere alen (>40 cm) van gemiddeld 55 cm bevatten een TEQ van 40 ng/kg. Hoewel dit niet gekwantificeerd wordt zal het werkelijke TEQ-gehalte (en dus de blootstelling) groter zijn bij de consumptie van aal groter dan 40 cm dan hieronder berekend.

Voor kwik ligt de blootstelling, zoals berekend in stap M3 voor de mens ver onder het MTR_{humaan} .

6.3.2 Invoer en resultaten stap M3 via de route recreatie

Zoals in paragraaf 6.1.3 is vermeld zal voor PAK beoordeeld worden of recreatie tot een MTR-overschrijding kan leiden. In het Haringvliet komen echter geen PAK-gehalten (som 10 VROM) voor die hoger zijn dan 16 mg/kg. Dit is ruim onder de interventiewaarde (40 mg/kg) en veel lager dan in de Nieuwe Merwede, terwijl in paragraaf 6.2.2 is geconstateerd dat ook bij de hoogste concentraties in de Nieuwe Merwede geen onaanvaardbare risico's optreden. Er zijn voor het Haringvliet dus geen berekeningen uitgevoerd.

Tabel 6.4 Invoer, normen en resultaten Haringvliet voor dioxineachtige stoffen en kwik in aal.

Invoer Sedisoil	waarde	eenheid	bijzonderheden
Aal			
TEQ	30	ng/kg product	gemiddelde laatste 5 jaar op basis van PCB-153 Haringvliet-Oost
Hg	0,3	mg/kg product	gemiddelde laatste 5 jaar
Sediment			
Hg	9,5	mg/kg ds*	maximale ongestandaardiseerde waarde
Zwevende stof			
Hg	0,7	mg/kg ds*	gemiddelde laatste 5 jaar (ongestandaardiseerd)
Normen			
TEQ (EU-norm)	12	ng/kg product	gehalten in aal worden direct getoetst aan deze norm
Hg (EU-norm)	1	mg/kg product	gehalten in aal worden direct getoetst aan deze norm
TEQ (MTR _{humanaan})	2	pg/kg lg**.dag	
Hg (MTR _{humanaan})	2	µg/kg lg**.dag	
methyl-Hg (KRW _{biotanorm})	0,02	mg/kg versgewicht	
Sedisoil uitvoer			
TEQ	1,11	X MTR	
Hg	0,01	X MTR	

ds* = droge stof

lg** = lichaamsgewicht

6.3.3 Toetsing aan normen voor levensmiddelen

Tabel 5.1 toont dat de EU-normen voor levensmiddelen niet worden gehaald voor dioxineachtige stoffen in aal. De concentratie in het Haringvliet over de laatste vijf jaar ligt rond de 30 ng TEQ/ kg product terwijl de EU-norm voor aal 12 ng TEQ/kg product bedraagt. De kans dat beroepsvissers op het Haringvliet aal vangen die voldoet aan de norm is nihil.

De kwikgehalten in aal schommelen rond de 0,3 mg/kg. Deze concentraties liggen onder de EU-norm voor aal (1 mg/kg).

6.3.4 Conclusies Haringvliet

De toetsing voor stap M3 met behulp van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' toont aan dat voor dioxineachtige stoffen het MTR wordt overschreden met een factor 1,11. Voor de overige stoffen worden geen onaanvaardbare risico's geconstateerd.

Aal in het Haringvliet voldoet niet aan de EU-norm voor dioxineachtige stoffen en mag daarom niet op de markt worden gebracht. De kwikgehalten voldoen wel aan de normen voor visvlees.

6.4 Toetsing Brabantse Biesbosch

6.4.1 Invoer en resultaten stap M3 via de route visconsumptie

Tabel 6.5 toont voor dioxineachtige verbindingen en kwik de invoer in Sedisoil, vervolgens de normen en onderaan de berekende blootstelling door Sedisoil ten opzichte van het MTR_{humanaan}. Voor de Brabantse Biesbosch waren geen gegevens in aal beschikbaar voor kwik. Daarom is de hoogste waarde uit het Benedenrivierengebied (Haringvliet-Oost) gebruikt voor deze locatie. Voor de dioxineachtige stoffen was slechts een eenmalige meting beschikbaar (2006). De waarde (33 ng TEQ/kg product) past goed in het gebied (wat

Tabel 6.5 Invoer, normen en resultaten Brabantse Biesbosch voor dioxineachtige stoffen en kwik in aal.

Invoer Sedisoil	waarde	eenheid	bijzonderheden
<i>Aal</i>			
TEQ	33	ng/kg product	op basis van meting in 2006 in Gat v.d. Noorderklip
Hg	0,3	mg/kg product	hoogste gemiddelde waarde 2001-2005 in Benedenrivierengebied (Haringvliet-Oost)
<i>Sediment</i>			
Hg	10	mg/kg ds*	maximale ongestandaardiseerde waarde
<i>Zwevende stof</i>			
Hg	0,7	mg/kg ds*	gemiddelde laatste 5 jaar (ongestandaardiseerd)
Normen			
TEQ (EU-norm)	12	ng/kg product	gehalten in aal worden direct getoetst aan deze norm
Hg (EU-norm)	1	mg/kg product	gehalten in aal worden direct getoetst aan deze norm
TEQ (MTR _{humanaan})	2	pg/kg lg**.dag	
Hg (MTR _{humanaan})	2	µg/kg lg**.dag	
methyl-Hg (KRW _{biotanorm})	0,02	mg/kg versgewicht	
Sedisoil uitvoer			
TEQ	Pm	1,22 x MTR	
Hg	Pm	0,01 x MTR	

ds* = droge stof

lg** = lichaamsgewicht

betreft het gehalte en de geografische ligging) en daarom zullen hier de conclusies op gebaseerd zijn. De betrouwbaarheid van deze conclusie is echter lager dan voor de Nieuwe Merwede en het Haringvliet.

Op basis van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' wordt voor dioxineachtige stoffen een MTR-overschrijding berekend. Voor kwik ligt de blootstelling, zoals berekend in stap M3 voor de mens ver onder het MTR_{humanaan}. Nadere analyse van kwikgehalten in alen in dit gebied is niet nodig.

6.4.2 Invoer en resultaten stap M3 via de route recreatie

Zoals in paragraaf 6.1.3 is vermeld zal voor PAK beoordeeld worden of recreatie tot een MTR-overschrijding kan leiden. Enkele monsters in de Brabantse Biesbosch tonen hoge PAK-concentraties (> interventiewaarde). De monsters (voornamelijk 0-50 cm diep) met hoge som-PAK-gehalten (10 van VROM)) zijn doorgerekend met Sedisoil. Daarvoor zijn ongestandaardiseerde meetdata gebruikt voor zowel PAK als organische stof.

Tabel 6.6 toont dat in die categorie monster 600479 tot de hoogste blootstelling leidt. Omdat de hoogste waterbodemplaten niet leiden tot overschrijding van een MTR_{humanaan}, is een aanvullende berekening specifiek gericht op de strandjes niet nodig.

Tabel 6.6 Invoer, normen en resultaten Brabantse Biesbosch voor PAK's.

Invoer Sedisoil	ongestandaardiseerde meetwaarde	ongestandaardiseerde meetwaarde	eenheid
<i>Sediment</i>	monster 588879	monster 600479	
fractie organisch koolstof	0,057	0,031	-
antraceen	1,7	2,5	mg/kg
benzo(a)antraceen	9,1	12	mg/kg
benzo(a)pyreen	10	11	mg/kg
benzo(g,h,i)peryleen	7,4	5,9	mg/kg
benzo(k)fluorantheen	0,5	5,2	mg/kg
chryseen	13	0,003	mg/kg
fenantreen	15	12	mg/kg
fluorantheen	30	23	mg/kg
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	8,1	6,8	mg/kg
naftaleen	2,4	0,39	mg/kg
som 10 PAK	79	92	
Sedisoil uitvoer			eenheid
	blootstelling	blootstelling	x MTR
antraceen	0,0066	0,018	x MTR
benzo(a)antraceen	0,0088	0,021	x MTR
benzo(a)pyreen	0,065	0,13	x MTR
benzo(g,h,i)peryleen	0,0002	0,0002	x MTR
benzo(k)fluorantheen	0,0001	0,0024	x MTR
chryseen	0,0015	0	x MTR
fenantreen	0,069	0,10	x MTR
fluorantheen	0,015	0,021	x MTR
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	0,0025	0,0033	x MTR
naftaleen	0,054	0,016	x MTR
som 10 PAK (additief)	0,22	0,31	x MTR

6.4.3 Toetsing aan normen voor levensmiddelen

Tabel 5.1 toont dat de EU-normen voor levensmiddelen niet worden gehaald voor dioxineachtige stoffen in aal. De concentratie in de Brabantse Biesbosch in 2006 bedraagt 33 ng TEQ/ kg product terwijl de EU-norm voor aal 12 ng TEQ/kg product bedraagt. Hoewel het om een eenmalige meting gaat is de kans dat beroepsvissers op de Brabantse Biesbosch aal vangen die voldoet aan de norm erg klein. De eenmalige meting past namelijk prima in de overige metingen in het gebied.

De kwikgehalten in aal liggen in het gebied rondom de Brabantse Biesbosch op maximaal 0,3 mg/kg. Het is aannemelijk dat ook in de Brabantse Biesbosch de concentraties onder de EU-norm voor aal (1 mg/kg) liggen.

6.4.4 Conclusies Brabantse Biesbosch

De toetsing voor stap M3 met behulp van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst' toont aan dat voor dioxineachtige stoffen het MTR wordt overschreden met een factor 1,22. Voor de overige stoffen worden geen onaanvaardbare risico's geconstateerd.

Aal in de Brabantse Biesbosch voldoet niet aan de EU-norm voor dioxineachtige stoffen en mag daarom niet op de markt worden gebracht. De kwikgehalten voldoen wel aan de normen voor visvlees.

6.5 Ecotoxicologische risicobeoordeling

Zoals in hoofdstuk 2 is beschreven, kunnen dioxineachtige stoffen en methylkwik ophopen bovenin een voedselweb. Hierbij geldt dat hoe hoger een predator in de voedselketen staat, hoe hoger de gehalten aan deze bioaccumulerende stoffen zijn. Dit betekent dat natuurlijke predatoren van aal eveneens hoge gehalten aan verontreinigende stoffen zullen ophopen. Naast het feit dat verontreinigende stoffen in aal door consumptie een risico kunnen vormen bij de mens, kunnen ze ook een risico vormen voor het dier zelf of hun natuurlijke predatoren.

6.5.1 Risico voor de aal

De aal heeft een bijzondere levenscyclus (zie hoofdstuk 3), die in principe op verschillende manieren verstoord kan worden door microverontreinigingen. Robinet en Fenteun (2002) vergeleken het voorkomen van organische microverontreinigingen in aal met de toxische werkingsmechanismen van deze stoffen. Zij concludeerden dat de blootstelling aan microverontreinigingen in het zoete water een belangrijke rol zou kunnen spelen bij de achteruitgang van de aalstand, zowel door aantasting van de conditie van de ouderdieren als van de eieren.

Stoffen als PCB's, dioxinen en furanen hebben langs verschillende routes de potentie om de vethuishouding van de aal te verstoren, waardoor de ouderdieren onvoldoende reserves zouden kunnen opbouwen om de migratie naar het paaigebied te voltooien en/of om hoogwaardige eieren te produceren (Robinet en Fenteun, 2002). Ofschoon Belpaire e.a. (2008a) concluderen dat de vetgehalten in rode aal dalen en dat wijten aan hoge PCB-gehalten, zijn in de periode van waarneming de PCB gehalten in de geanalyseerde alen juist gedaald. Ook bleek bij de analyse van 40 schieralen in 2006, gevangen in het Haringvliet, dat schieraal, ook die met een hoge TEQ, hoge vetreserves hadden die ruim voldoende moeten zijn voor de reis naar de Sargassozee. Onder experimentele condities zijn aanwijzingen gevonden dat een metaal als cadmium eveneens de energiebalans van de vrouwelijke aal en de rijping van de eieren kan verstoren (Pierron e.a., 2008).

Verder kunnen geaccumuleerde stoffen door het moederdier naar de eieren worden doorgegeven en zo de overlevingskansen van het embryo beperken (Robinet en Feunteun 2002). Vuorinen e.a. (1997) analyseerden een groot aantal contaminanten in Baltische zalm en vonden zowel een positieve correlatie tussen mortaliteit van jonge vislarven en hexachloorbenzeen, de vlamvertrager PBDE en oxychlordan, als een correlatie tussen embryonale mortaliteit enerzijds en PCB en DDT anderzijds. Giesy e.a. (2002) concluderen dat een belasting met dioxineachtige stoffen van 2 ng TEQ /kg versgewicht de overleving van jong forelbroed al sterk reduceert, maar de dosis-effect relaties zijn zwak in deze experimenten. De gevonden effectconcentratie komt overeen met het werk van Palstra e.a. (2006) die de overlevingstijd van kunstmatig geïnduceerde en bevruchte aaleieren relateerden aan de gemeten TEQ-gehalten. Hieruit concludeerden zij dat een TEQ van 2 ng per kg versgewicht al een sterk negatieve invloed had op de overlevingstijd van eieren. De dosis effect correlatie is echter zwak en bovendien waren de experimentele omstandigheden verre van optimaal. Alle eieren stierven voordat zich aallarven konden ontwikkelen, ook die met een lage TEQ gehalte. Mogelijk waren de embryo's onder deze sub-optimale condities extra gevoelig, waardoor er deze lage effectconcentratie werd gevonden. Hierbij moet worden opgemerkt dat de TEQ waarden, gemeten met de DR-CALUX assay (een bioassay) niet voor 100% het gevolg van PCB's of dioxinen hoeven te zijn, omdat ook andere stoffen een dioxineachtige werking in deze assay kunnen vertonen. Een TEQ van 2 ng/kg versgewicht is ook zodanig laag, dat schieralen uit vrijwel heel West-Europa sinds eind jaren '60 deze concentratie ruim overschrijden.

Dat deze stoffen in hoge concentratie een effect kunnen hebben op de vruchtbaarheid van vissen is echter geen punt van discussie. Foekema e.a. (2008) vonden dat na blootstelling van eieren van de tong aan de dioxineachtige PCB-126 vijftig procent van de vislarven voortijdig overleed bij een intern TEQ gehalte in de larven van 100-200 ng/kg versgewicht (LC50=1000 pg/g op vetbasis). Bij dit onderzoek werden gezonde, en verder niet verontreinigde eieren blootgesteld vanaf enkele uren na de bevruchting. In de werkelijke veldsituatie is de kwaliteit van de eieren mogelijk al aangetast door effecten van de blootstelling van het moederdier, en is er altijd sprake van een mengsel van verontreinigende stoffen waarvan de effecten sterker kunnen zijn dan van de individuele stoffen (Nakayama e.a. 2005). Bovendien zijn de stoffen in werkelijkheid al op het moment van bevruchting aanwezig. Door deze factoren is de LC50-waarde voor tong waarschijnlijk te hoog. In de natuurlijke situatie waarbij een moedertong de TEQ doorgeeft aan de eieren is de LC50 dus waarschijnlijk lager. Toch ligt deze wel in de orde van grootte van dioxinegehalten uitgedrukt op vetbasis, die op sommige locaties in vis kunnen worden aangetroffen (Foekema e.a., 2008).

In diverse andere studies zijn onder experimentele omstandigheden negatieve effecten op het reproductiesucces van vis geconstateerd van in het milieu aanwezige persistente verontreinigingen, zoals PCB's, dioxines en gebromeerde vlamvertragers. Gegevens uit het veld bevestigen resultaten van deze experimentele studies lang niet altijd en kunnen zelfs tegenstrijdig zijn. Zo is het Benedenrivierengebied nog steeds fors vervuild met veel contaminanten, wat weerspiegeld wordt in de aal die daar gevangen wordt. Toch is dit het gebied waar nog de meeste, op het oog gezonde, aal wordt gevangen. Ook wordt er vooralsnog geen aanzienlijke achteruitgang in aantallen geconstateerd, zoals in veel schonere gebieden als het IJsselmeer. Dit laat in elk geval zien dat de hier opgroeiende alen goed bestand zijn tegen het lokale verontreinigingniveau. Een negatieve invloed op het succes waarmee de voortplantingscyclus wordt voltooid kan hiermee echter niet worden uitgesloten.

Ook het aantal binnentrekkende glasaaltjes laat zich niet direct correleren met de gehalten van verontreinigende stoffen. In de periode 1970-1975 bevatte schieraal uit het Rijn- en Maasstroomgebied TEQ gehalten tot een geschatte waarde van 200 ng TEQ/kg natgewicht of meer. Deze dalen sindsdien langzaam tot ongeveer 40-80 ng TEQ/kg natgewicht in 2006. Tegelijkertijd zijn sinds 1980 de gehalten aan koper en vooral cadmium in het oppervlaktewater spectaculair gedaald. De beste jaren van glasaalintrek in Europa waren echter in 1976-1980 (zie Figuur 3.2). Als verklaring voor deze discrepantie wordt wel aangedragen dat schieraal pas na vele jaren accumuleren maximaal vervuild zou zijn. Recente gegevens lijken deze veronderstelling echter niet te staven (Kotterman, persoonlijk commentaar). Een andere verklaring is dat de schieralen die jaarlijks naar de Sargassozee trekken om te paren uit heel Europa afkomstig zijn, en dat de nakomelingen zich ook weer over heel Europa verspreiden. Op deze wijze zouden schieralen uit andere, minder verontreinigde Europese gebieden de populatie gedurende enige tijd in stand hebben kunnen houden.

Experimentele studies laten zien dat toxicanten zoals PCB's ook de weerstand van aal tegen de zwemblaasparasiet negatief kunnen beïnvloeden (Suers en Knopf, 2004).

Kwik (m.n. methylkwik) kan de reproductie in vissen verstoren (Hammerschmidt e.a., 2002). Ook is aangetoond dat blootstelling aan methylkwik tot gedragsveranderingen bij vissen kan leiden (Sandheinrich & Miller, 2006). Kwikgehalten van 5 microgram/g (natgewicht) in spier zijn geassocieerd met vermagering, verminderde motoriek, verminderde eetlust en sterfte in vis (Wiener & Spry, 1996).

Er kan geconcludeerd worden dat de invloed van verontreinigende stoffen op de aalstand nog niet duidelijk is. Er kan ook niet worden verwacht dat voor een soort met een complexe (en deels zelfs nog onbekende) levenscyclus zoals de aal één enkele factor als milieuverontreiniging de achteruitgang kan verklaren. Het effect van milieuvervuiling zelf is

al lastig te kwantificeren door het voorkomen van vele typen verontreinigende stoffen met meer of mindere toxische effecten. Daarnaast spelen ook andere factoren een, mogelijk nog grotere, rol zoals overbevissing, opgeworpen migratiebarrières, klimaatverandering en veranderende zeestromen. Hoe groot deze onderzekerheden ook zijn, het kan niet worden uitgesloten dat verontreinigende stoffen, zoals dioxineachtige stoffen en PCB's, het voortplantingssucces van de aal, die opgroeit in het Benedenrivierengebied of andere verontreinigde gebieden in Europa, tot op zekere hoogte kunnen aantasten.

6.5.2 Toetsing aan biotnormen

Om de kwaliteit van het milieu te kunnen meten worden verontreinigende stoffen meestal in abiotische compartimenten gemonitord, zoals in water, zwevende stof of sediment. Dit monstermateriaal is relatief met weinig inspanning te verkrijgen. Een dergelijke meting zegt weliswaar iets over de belasting van het milieu met een bepaalde stof, maar zegt niet in hoeverre deze stof daadwerkelijk door planten en dieren worden opgenomen, de zogenaamde biobeschikbaarheid van een stof, en zo in de voedselketen terecht komt. Directe metingen in dierlijk materiaal (zoals aal) geven deze informatie wel. Alleen zijn er nog relatief weinig normen, die beheers- en beleidsmakers kunnen gebruiken om de kwaliteit aan de hand van gehalten in dieren te kunnen toetsen.

De KRW heeft een biotnorm opgesteld voor drie prioritaire stoffen, waaronder die voor methylkwik van 20 microgram/kg natgewicht. Met gemiddeld 100-200 microgram totaalkwik/kg natgewicht in aal uit het Benedenrivierengebied van de afgelopen jaren (zie Figuur 4.8) wordt deze biotnorm vijf- tot tienmaal overschreden. In de Nieuwe Merwede schommelen de kwikgehalten in aal rond 160 microgram/kg (zie Tabel 6.2). Dit geeft een overschrijding van de biotnorm voor kwik met een factor 8. Kwikgehalten in de Brabantse Biesbosch (zie Tabel 6.5) en het Haringvliet (zie Tabel 6.4) liggen rond 300 microgram/kg natgewicht. De biotnorm voor kwik wordt hiermee overschreden met een factor 15.

Er zijn binnen de KRW geen biotnormen opgesteld voor dioxineachtige stoffen en PCB's.

6.5.3 Effecten op toppredatoren

Zoals beschreven in 3.2 zijn natuurlijke predatoren van de aal met name aalscholvers, blauwe reigers en vroeger ook otters. Op basis van wetenschappelijk onderzoek zijn veiligheidsgrenzen afgeleid voor aquatische toppredatoren met het oog op dioxineachtige stoffen. Deze zijn samengevat in Leonards e.a. (2005). Alleen voor de otter als natuurlijke predatoren van aal is een dergelijke afleiding gemaakt. De otter is sinds 1988 uitgestorven in Nederland, o.a. door factoren als habitatvernietiging, verkeerssterfte en verontreiniging met PCB's. Otters komen tegenwoordig dus niet meer voor in het Benedenrivierengebied. Wetenschappelijk is gevonden dat er een sterk negatief verband is tussen vitamine-A gehalten en TEQ-waarden in levers van otters (Murk e.a., 1996). Deze fysiologische effecten blijken samen te vallen met een verhoogd voorkomen van zieke otters bij hogere TEQ-waarden (Leonards e.a., 1997). Op basis van deze resultaten is het veilig niveau van dieet van otters vastgesteld op 0,7 ng TEQ/kg vis (Smit e.a., 1996).

Visdieven en zeehonden zijn geen toppredatoren van rode aal, maar geven wel aanvullende informatie over de ernst van de verontreiniging van het gebied. In gewone zeehonden is een lager reproductiesucces aangetoond in zeehonden gevoerd met relatief vervuilde vis uit de Waddenzee (Reijnders, 1986; Brouwer e.a., 1989). Ook waren vitamine A en schildklierhormoongehalten in het bloed verlaagd. Beide effecten zijn kenmerkend voor dioxineachtige verbindingen. Ook is aangetoond dat deze stoffen het immuunsysteem kunnen aantasten in zeehonden (Ross, 1995; De Swart, 1995).

Een samenvatting van de veiligheidsgrenzen voor otters (*Lutra lutra*), gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en visdieven (*Sterna hirundo*) is te zien in Tabel 6.7. Veiligheidsgrenzen zijn nog niet afgeleid voor de andere natuurlijke predatoren van de aal (de aalscholver en de reiger).

Tabel 6.7 Veiligheidsgrenzen voor dioxineachtige stoffen voor aquatische toppredatoren (uit: Leonards e.a., 2005).

Soort	Sediment Veilig niveau ng TEQ/kg ds (SB)	Dieet toppredator Veilig niveau ng TEQ/kg natgewicht	Weefsel toppredator Veilig niveau ng TEQ/kg vetgewicht	Referentie
Zeehond	-	7,8	0,09	Ross e.a., 1995; De Swart e.a., 1995
Otter	0,2	0,7	2	Leonards e.a., 1997; Murk e.a., 1998; Smit e.a., 1996; Traas e.a., 2001
Visdief	20	15	-	Bosveld e.a., 1995; Evers e.a., 1996

ds = droge stof, SB = standaardbodem.

Alle gehalten in aal uit het Benedenrivierengebied liggen boven 20 ng TEQ/kg natgewicht. Een waarde van 20 ng TEQ/kg natgewicht geeft al een overschrijding van de veilige niveaus voor dieet van visdieren, zeehonden en otters met respectievelijk een factor 1,3 – 2,6 – 29. Gemiddelde gehalten van aal in het Haringvliet Oost, Nieuwe Merwede en Brabantse Biesbosch over de afgelopen vijf jaar zijn respectievelijk 30, 45 en 33 ng TEQ/kg natgewicht (zie Tabel 5.1). Dit geeft een overschrijding van veiligheidsgrenzen voor de otter in het Haringvliet Oost, Nieuwe Merwede en Brabantse Biesbosch van respectievelijk een factor 43, 64 en 47. Recentelijk is de otter geherintroduceerd in noordoostelijk Nederland. De huidige gehalten aan dioxineachtige stoffen in aal van het Benedenrivierengebied geven aan dat deze favoriete prooi van de otter nog steeds te zwaar verontreinigd is om de otter te kunnen laten terugkeren in dit gebied.

Van (methyl)kwik zijn verschillende effecten op vogels bekend. De stof is potentieel neurotoxisch, wat tot verlamingsverschijnselen en gedragsafwijkingen kan leiden, en het kan de reproductie van vogels beïnvloeden (Wolfe e.a., 1998). Daarnaast is bekend dat methylkwik het functioneren van het immuunsysteem van vogels kan aantasten (Spalding e.a., 2000; Henny e.a., 2002).

In Tabel 6.8 staan de gepubliceerde effectdrempels in voedsel van vogels samengevat uit de meer recente wetenschappelijke literatuur. Effecten zijn aangetoond tussen 0,1-0,5 mg/kg natgewicht in voedsel van vogels. In EQS (2005) staan een aantal andere, oudere, wetenschappelijke publicaties samengevat van negatieve effecten van methylkwik op vogels. In deze publicaties van voor 1990 worden No Observed Effect Concentrations (NOECs) in voedsel van vogels gegeven van 0,25 - 4,3 mg/kg natgewicht (EQS, 2005).

Aal uit het Benedenrivierengebied bevat gemiddelde gehalten aan methylkwik van 0,18-0,30 mg/kg natgewicht (zie Tabel 5.1). Deze gehalten zijn net hoger dan de laagste effectdrempel in voedsel, waarbij in vogels negatieve effecten zijn geconstateerd (zie Tabel 6.8). Dit geeft aan dat niet uitgesloten kan worden, dat de consumptie van aal door visetende vogels uit het Benedenrivierengebied, zoals de aalscholver en blauwe reiger, tot negatieve effecten kan leiden in deze vogels.

Tabel 6.8 Effecten van methylkwik op vogels.

Soort	Latijnse naam	Geobserveerd effect	Effect concentratie	Ref.
Grote zilverreiger	<i>Ardea albus</i>	Gedragsverandering: lagere activiteit m.b.t. o.a. zoeken naar voedsel	0,5 mg/kg natgewicht in voedsel	Bouton e.a., 1999
IJsdijker	<i>Gavia immer</i>	Lager aantal eieren, afname territoriaal gedrag	0,3-0,4 mg/kg natgewicht in voedsel	Barr e.a., 1986
Wilde eend	<i>Anas platyrhynchos</i>	Lager aantal eieren, minder alert gedrag	0,1 mg/kg natgewicht	Heinz e.a., 1979
IJsdijker	<i>Gavia immer</i>	Verlaagde immunorespons	0,4 mg/kg natgewicht in voedsel	Kenow e.a., 2007

6.6 Conclusie

Toetsing van de gemeten gehalten in aal aan de MTR_{humaan} met behulp van het programma Sedisoil laat zien dat voor alle drie de gebieden waar Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, voor dioxineachtige stoffen het MTR wordt overschreden in de Nieuwe Merwede, Brabantse Biesbosch en Haringvliet met respectievelijk een factor 1,66, 1,22 en 1,11. Voor de overige stoffen gemeten in zowel de waterbodem als in de aal, worden geen onaanvaardbare risico's geconstateerd.

Vergelijking van gehalten in aal met Europese normen voor levensmiddelen laat zien dat aal uit het Benedenrivierengebied niet voldoet aan de EU-norm voor dioxineachtige stoffen en derhalve niet op de markt mag worden gebracht. De kwikgehalten in aal voldoen wel aan de normen voor visvlees, maar niet aan de biotanorm zoals vastgelegd in de Richtlijn prioritair stoffen van de KRW.

Ondanks dat het Benedenrivierengebied nog steeds fors vervuild is met veel contaminanten, wordt er hier nog steeds, op het oog gezonde, aal gevangen en zijn er vooralsnog geen aanzienlijke achteruitgang in aantallen geconstateerd, zoals in veel schonere gebieden als het IJsselmeer wel het geval is. Dit geeft aan dat de hier opgroeiende alen over het algemeen goed bestand zijn tegen het lokale verontreinigingsniveau. Een negatieve invloed op het voortplantingssucces kan hiermee echter niet worden uitgesloten. De invloed van verontreinigende stoffen op de afname van de totale aalstand binnen Nederland en de rest van Europa is nog onduidelijk, aangezien het effect van milieuverontreiniging lastig te kwantificeren is. Andere factoren spelen hier een, mogelijk nog grotere, rol, zoals overbevissing, opgeworpen migratiebarrières, klimaatverandering en veranderende zeestromen. Hoe groot de onzekerheden ook zijn, op basis van resultaten van vooral experimentele studies kan niet worden uitgesloten dat verontreinigende stoffen als dioxineachtige stoffen (waaronder PCB's) het voortplantingssucces van de aal die opgroeit in het Benedenrivierengebied, of in andere verontreinigde gebieden in Europa, kunnen aantasten.

Gehalten aan dioxineachtige stoffen (waaronder PCB's) in aal in het Benedenrivierengebied overschrijden de veilige niveaus voor dieet van visdieren, zeehonden en otters, met respectievelijk minimaal een factor 1,3, 2,6, en 29. Gemiddelde gehalten aan dioxineachtige stoffen gemeten in het Haringvliet Oost, Nieuwe Merwede en Brabantse Biesbosch in de afgelopen vijf jaar overschrijden de veiligheidsgrens voor dieet van otter zelfs respectievelijk

met een factor 43, 64 en 47. Dit geeft aan dat aal in het Benedenrivierengebied, als favoriete prooi soort van de otter, nog steeds te zwaar verontreinigd is om de otter te kunnen laten terugkeren in dit gebied.

Daarnaast kan het niet uitgesloten worden dat de consumptie van aal door visetende vogels, zoals de aalscholver en blauwe reiger, op basis van de gehalten aan methykwik in aal in het Benedenrivierengebied tot nadelige effecten leidt in deze vogels.



Zonsopkomst in de Biesbosch (©Bart van den Heuvel).

7 Conclusies en aanbevelingen

In alle aal uit het Benedenrivierengebied worden hoge gehalten aan dioxinen, furanen en PCB's en kwik gevonden. Deze stoffen vormen vanwege hun giftigheid een risico voor de mens en het ecosysteem. De stoffen zijn over het algemeen slecht oplosbaar in water en binden zich aan bodemdeeltjes. Ze komen in aal terecht, doordat deze verontreinigde prooidieren eten, die op hun beurt weer via hun voedsel verbonden zijn met de waterbodembodemkwaliteit. Hoe hoger een organisme (mens of dier) in een voedselweb staat, hoe hoger deze stoffen zich in het dierlijk weefsel kunnen ophopen.

7.1 Conclusies deelvragen

De deelvragen zoals gesteld in de inleiding van dit rapport kunnen op basis van de in dit rapport beschreven informatie als volgt worden beantwoord:

1. Welke karakteristieken heeft een aal die van belang zijn voor de relatie tussen aal en zijn leefomgeving?

Aal heeft een complexe levenscyclus. De vis groeit op in zoete en brakke binnenwateren en paait in de Sargassozee ten oosten van het Caraïbisch gebied. De daadwerkelijke voortplanting van de Europese aal op grote diepte is nog nooit geobserveerd.

Zowel de intrek van glasaal als de populatiegrootte van de Europese aal is sterk afgenomen. Meerdere oorzaken lijken hiervoor verantwoordelijk. Natuurlijke oorzaken kunnen zijn: verandering van stromingspatronen in de Atlantische Oceaan; door de mens bepaalde oorzaken zijn bijvoorbeeld habitatdestructie, fysische obstructies, milieuverontreiniging en overbevissing.

Rode aal is een opportunist wat betreft foeragegedrag. Als carnivore vis staat de aal, zeker als grote aal, hoog in het voedselweb. Door het voedselaanbod kan de keuze ook vallen op kleinere prooi dan te verwachten valt gezien de grootte van de aal. Hierdoor kan het trofisch niveau (oftewel de plaats in het voedselweb) van alen variëren. Aal is op zijn beurt een prooidier voor vogels als blauwe reiger en aalscholver, maar vroeger ook voor de otter.

Jonge aal (glasaal) trekt de rivier op om een goede leefomgeving te vinden. Als deze is gevonden blijft de aal over het algemeen heel plaatsgetrouw tot het tijd is voor de laatste lange migratie naar het voortplantingsgebied in de Sargassozee. Door de grote verscheidenheid aan (micro) habitats waarin alen worden waargenomen kan rode aal zich in principe over het geheel van de zuidrand van het Benedenrivierengebied bevinden, waarbij kleinere aal een lichte voorkeur voor ondiepere delen lijkt te hebben.

Aal heeft grote vetreserves nodig voor een aantal processen zoals het zich kunnen omvormen van een rode aal naar een schieraal, het afleggen van de lange migratieroute (waarbij de aal niet meer eet) en het zich kunnen voortplanten.

Aangezien rode aal plaatsgebonden is, een hoog trofisch niveau in het voedselweb inneemt en een hoog vetgehalte bevat is de aal in staat hoge gehalten aan verontreinigende stoffen uit zijn omgeving op te slaan in zijn vetreserve.

2. Wat is de ontwikkeling van verontreinigingen in aal en zwevende stof in het Benedenrivierengebied, zoals gemeten in de afgelopen 10-30 jaar?

Trendfiguren laten zien dat in de afgelopen 30 jaar zowel gehalten aan (dioxineachtige) PCB's als totaal kwik zijn afgenomen in aal uit het Benedenrivierengebied. Wel is deze afname in de afgelopen tien jaar veel minder sterk dan in de jaren daarvoor en in sommige gebiedsdelen zelfs geheel gestagneerd of weer licht toegenomen.

Trends in zwevende stof laten een verschillend beeld zien voor (dioxineachtige) PCB's en totaal kwik. Gehalten aan (dioxineachtige) PCB's in de afgelopen 20 jaar zijn relatief

constant gebleven. Op basis hiervan is er geen verbetering te verwachten voor wat betreft de aanvoer van PCB-153 in zwevende stof naar het Benedenrivierengebied. Gehalten aan totaal kwik zijn wel afgenomen in het zwevende stof in de afgelopen 20 jaar. Op basis hiervan is er een lichte verbetering te verwachten voor wat betreft aanvoer van totaal kwik in zwevende stof naar het Benedenrivierengebied.

3. Wat is de relatie tussen de verontreinigingsgraad van aal en die van zijn leefomgeving (zwevende stof en waterbodem). Kunnen gehalten aan verontreinigende stoffen in de leefomgeving (specifiek in de Nieuwe Merwede, het Haringvliet en de Brabantse Biesbosch) dienen als voorspeller van gehalten in aal?

PCB-153 gehalten in zwevende stof lijken, op basis van data bij Keizersveer en Eijsden, geen goede voorspeller te zijn voor PCB-153 trends in aal. Kwikgehalten zijn echter wel in zowel aal als in zwevende stof gedaald.

Voor PCB's is er op basis van de vergelijking tussen het IJsselmeergebied en het Benedenrivierengebied, en gebieden binnen het Benedenrivierengebied op gebiedsniveau een relatie tussen de gemeten gehalten in waterbodem en in de aal te zien. Deze is niet direct, maar verloopt via het voedsel. Als de waterbodemkwaliteit verbetert, verbetert de kwaliteit van het voedsel van de aal en hiermee neemt de bioaccumulatie in aal af. Dit vermindert ook de blootstelling van zijn predatoren aan deze verontreinigende stoffen.

Zowel op basis van het landelijk beeld als in het Benedenrivierengebied is er geen duidelijke relatie tussen gehalten aan kwik in aal en in de waterbodem te zien. De spreiding van gehalten aan kwik binnen een gebied is groot, terwijl de verschillen tussen gebieden niet zo groot zijn.

4. Wat zijn de humane en de ecologische risico's van verontreinigingen in aal in het Benedenrivierengebied volgens de Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems (2007) en de EU-regelgeving (incl. KRW-doelen)?

Toetsing van de gemeten gehalten in aal aan de MTR_{humaaan} met behulp van het programma Sedisoil laat zien dat, op basis van het scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst, voor alle drie de gebieden waar Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, voor dioxineachtige stoffen het MTR wordt overschreden in de Nieuwe Merwede, Brabantse Biesbosch en Haringvliet met respectievelijk een factor 1,66, 1,22 en 1,11. Voor de overige stoffen gemeten in zowel de waterbodem als in de aal, worden geen onaanvaardbare risico's geconstateerd.

Vergelijking van gehalten in aal met Europese normen voor levensmiddelen laat zien dat aal uit het Benedenrivierengebied niet voldoet aan de EU-norm voor dioxineachtige stoffen en derhalve niet op de markt mag worden gebracht. De kwikgehalten in aal voldoen wel aan de normen voor visvlees, maar niet aan de biotanorm zoals vastgelegd in de Richtlijn prioritaire stoffen van de KRW.

Ondanks dat het Benedenrivierengebied nog steeds fors vervuild is met veel contaminanten, wordt er hier nog steeds, op het oog gezonde, aal gevangen en zijn er vooralsnog geen aanzienlijke achteruitgang in aantallen geconstateerd, zoals in veel schonere gebieden als het IJsselmeer wel het geval is. Dit geeft aan dat de hier opgroeiende alen over het algemeen goed bestand zijn tegen het lokale verontreinigingsniveau. Een negatieve invloed op het voortplantingssucces kan hiermee echter niet worden uitgesloten.

De invloed van verontreinigende stoffen op de afname van de totale aalstand binnen Nederland en de rest van Europa is nog onduidelijk, aangezien het effect van milieuverontreiniging lastig te kwantificeren is. Andere factoren spelen hier een, mogelijk nog grotere, rol, zoals overbevissing, opgeworpen migratiebarrières, klimaatverandering en veranderende zeestromen. Hoe groot de onzekerheden ook zijn, op basis van resultaten

van vooral experimentele studies kan niet worden uitgesloten dat verontreinigende stoffen als dioxineachtige stoffen (waaronder PCB's) het voortplantingssucces van de aal die opgroeit in het Benedenrivierengebied, of in andere verontreinigde gebieden in Europa, kunnen aantasten.

Gehalten aan dioxineachtige stoffen (waaronder de PCB's) in aal in het Benedenrivierengebied overschrijden de veilige niveaus voor dieet van visdieren, zeehonden en otters, met respectievelijk minimaal een factor 1,3, 2,6, en 29. Gemiddelde gehalten aan dioxineachtige stoffen gemeten in het Haringvliet Oost, Nieuwe Merwede en Brabantse Biesbosch in de afgelopen vijf jaar overschrijden de veiligheidsgrens voor dieet van otter zelfs respectievelijk met een factor 43, 64 en 47. Dit geeft aan dat aal in het Benedenrivierengebied, als favoriete prooi van de otter, nog steeds te zwaar verontreinigd is om de otter te kunnen laten terugkeren in dit gebied.

Daarnaast kan het niet uitgesloten worden dat de consumptie van aal door visetende vogels, zoals de aalscholver en blauwe reiger, op basis van de gehalten aan methylkwik in aal in het Benedenrivierengebied tot nadelige effecten leidt in deze vogels.

7.2 Conclusies hoofdvraag

De hoofdvraag van dit rapport is: 'Heeft het zin de waterbodems in het Benedenrivierengebied te saneren om de gehalten aan verontreinigingen in aal in dit gebied naar beneden te krijgen?'

Op basis van de hier gepresenteerde informatie kan worden gesteld dat:

1. gehalten aan (dioxineachtige) PCB's en (methyl)kwik in aal uit het Benedenrivierengebied dusdanig hoog zijn, dat 1) Europese normen voor het verhandelen van aal (dioxineachtige stoffen) en voor biota (methylkwik) worden overschreden, 2) nadelige effecten voor de aal en zijn predatoren niet kunnen worden uitgesloten.
2. trends aan deze gehalten in de aal uit het Benedenrivierengebied wellicht dalend zijn, maar dat deze daling de laatste tien jaren sterk afneemt of zelfs stagneert.
3. er op basis van de beschikbare gegevens op gebiedsniveau een indirecte relatie waarneembaar is tussen PCB-gehalten in aal en in de waterbodems, die via het voedsel van de aal loopt.
4. er voor kwik op gebiedsniveau een relatie lijkt te bestaan tussen de gehalten in aal en die in zwevende stof, gezien de daling aan gehalten in beide compartimenten.

In hoeverre sanering van waterbodems in het Benedenrivierengebied kan bijdragen aan het verder verlagen van gehalten aan verontreinigende stoffen in dit gebied zal verder worden uitgewerkt in rapport-2 van deze opdracht. In dit tweede rapport zal een onderbouwde visie worden gepresenteerd met het oog op waterbodemsanering en verontreinigingen in aal, en heeft als deelvragen:

- a. Wat is de doelmatigheid, haalbaarheid en wenselijkheid van een sanering van de waterbodems om de ecologische en humane risico's van de waterbodems (met name met betrekking tot aal) weg te nemen of in ieder geval substantieel te verminderen?
- b. Hoe vindt risicobeoordeling momenteel plaats en is hier binnen de bestaande beleidskaders nog een verbeteringslag te maken?

7.3 Aanbevelingen

7.3.1 No-regret maatregelen

Reeds geplande maatregelen in een gebied om verontreinigde waterbodems aan te pakken zullen altijd bijdragen aan een verminderde blootstelling van de aal aan verontreinigende stoffen. Hoe meer het oppervlak van de met dioxineachtige stoffen verontreinigde waterbodems wordt verkleind, hoe meer de TEQ-gehalten in aal zullen verminderen.

7.3.2 Waterbodempkwaliteit meten op monitoringslokaties van aal

Door het meten van de waterbodempkwaliteit bij alle monitoringslokaties van aal kan op een relatief eenvoudige wijze een landsdekkend beeld verkregen worden van de relatie tussen gehalten aan verontreinigende stoffen in aal en die in de waterbodem. Deze resultaten dienen als verdere statistische onderbouwing van de conclusies die in dit rapport worden gepresenteerd. Deze informatie kan ook gebruikt worden om de actieradius van de aal in het Benedenrivierengebied verder te bepalen (zie 3.3.4).

7.3.3 Aanvullende kennis omtrent snelheid waarmee effecten van waterbodemsanering doorwerken op kwaliteit van voedselwebs

Bij een afname van gehalten aan verontreinigende stoffen in de waterbodem zal ook de belasting van het voedselweb met verontreinigende stoffen afnemen. Echter, hoe snel de afname van verontreinigende stoffen doorwerkt via het voedselweb tot het niveau van een toppredator is niet precies bekend. Bovendien dient een sanering van een verontreinigde waterbodem minimaal 30 jaar een substantiële positieve bijdrage te leveren aan de milieukwaliteit, waarbij de kans op herverontreiniging wordt uitgesloten.

Om te bepalen hoe snel gehalten in aal reageren op een verandering in gehalten in de waterbodem wordt aangeraden de volgende studies uit te voeren:

-Gehalten in aal monitoren in het veld, voorafgaand, tijdens en na afloop van waterbodemsaneringen.

Hierbij is van belang dat het monitoringspunt zo gekozen wordt dat de actieradius van aal overlapt met een te saneren gebied. Toekomstige grootschalige saneringslocaties zijn bijvoorbeeld Ketelmeer-west, Zwarte Meer, Dordtsche en Brabantsche Biesbosch, en de Nieuwe Merwede. Een goede T_0 -meting waarbij in alle relevante milieucompartimenten (waterbodem, zwevende stof, schelpdieren en vissen (zoals aal)) wordt gemeten is onmisbaar. Na de waterbodemsanering dient vastgesteld te worden of de kwaliteitsnormen, die gesteld worden aan de aal, zijn gehaald.

-Effecten van waterbodemsanering op kwaliteit van voedselwebs bepalen onder gecontroleerde omstandigheden in het lab.

Deze effecten kunnen bepaald worden door het opstellen en uitvoeren van zogenaamde mesocosm-experimenten. Hiervoor worden verontreinigde waterbodemmonsters overgebracht naar mesocosmbakken. Vervolgens worden er verschillende diersoorten bijgeplaatst, bijvoorbeeld ongewervelden (kreeftachtigen, wormen en schelpdieren) en vissen (blankvoorn en mogelijk aal). Na blootstelling van de soorten aan de verontreinigde waterbodem voor een bepaalde periode worden zowel abiotische als biotische monsters geanalyseerd op stabiele isotopen en gehalten aan verontreinigende stoffen, waaronder PCB's en kwik. Vervolgens wordt de verontreinigde waterbodem vervangen door een schonere waterbodem, waarna opnieuw een periode van blootstelling plaatsvindt. Tussentijds worden monsters genomen van alle diersoorten om de afname van gehalten te monitoren. Ook kunnen meer procesmatige methodieverbeteringen worden uitgevoerd. Zo is de vraag of schelpdieren al dan niet verwaterd moeten worden voorafgaand aan chemische analyse. De aanwezigheid van zanddeeltjes in schelpdieren kunnen namelijk de gehalten in schelpdieren beïnvloeden. Met behulp van deze studie kan aangetoond worden in hoeverre en hoe snel verbetering van de waterbodempkwaliteit leidt tot verbetering van voedselkwaliteit en bioaccumulatie van verontreinigende stoffen in hogere trofische niveaus.

7.3.4 Aanvullende kennis omtrent de ecologie van het Benedenrivierengebied

Aangezien een sanering van alle verontreinigde plekken in het Benedenrivierengebied vanwege de omvang niet te financieren is, is het zaak een zeer kosteneffectieve aanpak te kiezen. Hierbij wordt gedacht aan het prioriteren van gebieden, die de belangrijkste voedselplekken voor aal omvatten in combinatie met een hoge verontreinigingsgraad van waterbodems. Echter, ondanks dat er monitoringsprogramma's lopen in het Benedenrivierengebied is er een kennisleemte op het gebied van de belangrijkste

foerageergebieden en proisoorten van aal. Waar en wat eet rode aal in het Benedenrivierengebied nu precies? Zijn dit de ondiepe gebieden langs de kant of is er ook voldoende voedsel beschikbaar in de diepere putten? Welke soorten leven hier en wie eet wie? Wat is de actieradius van aal en zijn proisoorten? Waar zijn de meest verontreinigde plekken en wat is de biodiversiteit en biomassa op deze verontreinigde plekken?

Deze kennis kan verzameld worden door zowel stabiele isotopen (koolstof en stikstof) als verontreinigende stoffen te meten in waterbodems, proisoorten en aal in die gebieden, waar ofwel de waterbodem zwaar verontreinigd is ofwel waar een hoge biodiversiteit wordt aangetroffen met een iets lagere verontreinigingsgraad. Zo kan bepaald worden welke gebieden de grootste bijdrage leveren aan verontreinigingen in aal in het Benedenrivierengebied.

8 Referenties

- Baras, E., D. Jeandrain, B. Serouge, e.a. (1998). Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* (L.) in a small stream. *Hydrobiologia* 372: 187-198.
- Barr, J.F. (1986). Population dynamics of the common loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* 56: 23.
- Belpaire, C.G.J., G. Goemans, C. Geeraerts, P. Quataert, K. Parmentier, P. Hagel, J. de Boer (2008a). Decreasing eel stocks: survival of the fittest? *Ecology of Freshwater Fish* 2008.
- Belpaire, C., G. Goemans, C. Geeraerts, e.a. (2008b). Pollution fingerprints in eels as models for the chemical status of rivers. *ICES Journal of Marine Science* 65(8): 1483-1491.
- Bosveld, A.T.C., J. Graneder, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers, M. van den Berg (1995). Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs in common terns (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. *Environmental Toxicology & Chemistry* 14: 99-115.
- Bouton, S.N., P.C. Frederick, M.G. Spalding, H. McGill (1999). Effects of chronic, low concentrations of dietary methylmercury on the behaviour of juvenile great egrets. *Environmental Toxicology & Chemistry* 18(9): 1934-1939.
- Dekker, W. (2004). Slipping through our hands - Population dynamics of the European eel. Doctoral dissertation, University of Amsterdam, 186 pp.
- Dekker, W. (2008). Coming to Grips with the Eel Stock Slip-Sliding Away. pages 335-355 in M.G. Schlechter, N.J. Leonard, and W.W. Taylor, editors. *International Governance of Fisheries Ecosystems: Learning from the Past, Finding Solutions for the Future*. American Fisheries Society, Symposium 58, Bethesda, Maryland.
- EC (2008). Proposal for a directive of the European parliament and of the council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and 2000/60/EC – Outcome of the European Parliament's second reading (Strasbourg, 16 to 19 June 2008). Brussel, 2008.
- Environmental Quality Standards (EQS) (2005). Priority Substance No. 21, Mercury and its compounds, CAS-No. 7439-97-6. Final version. Brussels, 15 January 2005.
- Evers, E.H.G., R.W.P.M. Laane, G.J.J. Groeneveld, K. Olie (1996). Levels, temporal trends and risks of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. *Organohalogen compounds* 28: 117-122.
- Foekema, E. M., C. M. Deerenberg, e.a. (2008). Prolonged ELS test with the marine flatfish sole (*Solea solea*) shows delayed toxic effects of previous exposure to PCB 126. *Aquatic Toxicology* 90(3): 197-203.
- Giesy, J.P., P.D. Jones, K. Kannan, J.L. Newsted, D.E. Tillitt, L. Williams (2002). Effects of chronic dietary exposure to environmentally relevant concentrations to 2,3,7,8-

tetrachlorodibenzo-p-dioxin on survival, growth, reproduction and biochemical responses of female rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 59(1-2:10): 35-53.

Hall, E.D., R.A. Bodaly, R.J.P. Fudge, J.W.M. Rudd, D.M. Rosenberg (1997). Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollution* 100: 13-24.

Hammerschmidt, C.R., M.B.Sandheinrich, J.G.Wiener, R.G. Rada (2002). Effects of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. *Environmental Science & Technology* 36: 877-883.

Heinz, G.H. (1979). Methylmercury: Reproductive and behavioral effects on three generations of mallard ducks. *Journal of Wildlife Management* 43: 394-401.

Henny, C.J., E.F.Hill, D.J.Hoffman, M.G.Spalding, R.A. Grove (2002). Nineteenth century mercury: Hazard to wading birds and cormorants of the Carson River, Nevada. *Ecotoxicology* 11: 213-231.

Hoogenboom, L.A.P., M.J.J. Kotterman, M. Hoek-van Nieuwenhuizen, M.K. van der Lee, W.A. Traag (2007). Onderzoek naar dioxines, dioxine-achtige PCB's en indicator-PCB's in aal uit de Nederlandse binnenwateren. RIKILT-rapport 2007.003.

Imbert, H., R. Arrowsmith, S. Dufour, e.a. (2008). Relationships between locomotor behavior, morphometric characters and thyroid hormone levels give evidence of stage-dependent mechanisms in European eel upstream migration. *Hormones and behavior* 53(1): 69-81.

Kenow, K.P., K.A. Grasman, R.K. Hines, M.W. Meyer, A. Gendron-Fitzpatrick, M.G. Spalding, B.R. Gay (2007). Effects of methylmercury exposure on the immune function of juvenile common loons (*Gavia immer*). *Environmental Toxicology & Chemistry* 26(7): 1460-1469.

Laffaille, P., E. Feunteun, A. Baisez, e.a. (2003). Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of freshwater fish* 12(4): 254-264.

Laffaille, P., A. Acou, J. Guillouet (2005). The yellow European eel (*Anguilla anguilla* L.) may adopt a sedentary lifestyle in inland freshwaters. *Ecology of freshwater fish* 14(2): 191-196.

Lasne, E., P. Laffaille (2008). Analysis of distribution patterns of yellow European eels in the Loire catchment using logistic models based on presence-absence of different size-classes. *Ecology of freshwater fish* 17(1): 30-37.

Leonards, P.E.G., Y. Zierikzee, U.A.Th. Brinkman, W.P. Cofino, N.M. van Straalen, B. van Hattum (1997). Exposure of otters (*Lutra lutra*) to planar PCBs accumulated in an aquatic food web. *Environmental Toxicology & Chemistry* 16: 1807-1815.

Leonards, P.E.G., W.J. Dulfer, E.H.G. Evers, K. van de Guchte (2005). Inventarisatie en evaluatie dioxinen in het Nederlandse aquatische milieu: status 2005. RIVO rapport C061/05.

Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen and A.P. van Wezel (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023.

Machala, M., J. Vondráček, L. Bláha, M. Ciganek, J.V. Nedza (2001). Aryl hydrocarbon receptor-mediated activity of mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbons determined using in vitro reporter gene assay. *Mutation Research, Genetic Toxicology & Environmental Mutagenesis* 497(1-2): 49-62.

McLeod, P.B., M.J. van den Heuvel-Greve, R.M. Allen-King, S.N. Luoma, R.G. Luthy (2004). Effects of particulate carbonaceous matter on the bioavailability of benzo[*a*]pyrene and 2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl to the clam, *Macoma balthica*. *Environmental Science & Technology* (38): 4549-4556.

Moermond, C.T.A., F.C.J.M. Roozen, J.J.G. Zwolsman, A.A. Koelmans (2004). Uptake of sediment-bound bioavailable polychlorobiphenyls by benthivorous carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Science & Technology* 38(17): 4503-4509.

Murk, A.J., P.E.G. Leonards, B. van Hattum, R. Luit, M.E.J. van der Weijden, M. Smit (1998). Application of biomarkers for exposure and effect of polyhalogenated aromatic hydrocarbons in naturally exposed European otters (*Lutra lutra*). *Environmental Toxicology Pharmacology* 6(2): 91-102.

Nakayama, K., Y. Oshima, K. Nagafuchi, T. Hano, Y. Shimasaki, T. Honjo (2005). Early life stage toxicity in offspring from exposed parent medaka, *Oryzias latipes*, to mixtures of tributyltin and polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology & Chemistry* 24: 591-596.

Moermond, C.T.A., F.C.J.M. Roozen, J.J.G. Zwolsman, A.A. Koelmans (2004). Uptake of sediment-bound polychlorobiphenyls by benthivorous carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Science & Technology* 38 : 4503-4509.

Oliveira, K. (1997). Movements and growth rates of yellow-phase American eels in the Annaquatucket River, Rhode Island. *Transactions of the American fisheries society* 126(4): 638-646.

OSPAR (2007). OSPAR List of Chemicals for Priority Action (Update 2007).

Palstra, A.P., V.J.T. van Ginneken, A.J. Murk, G.E.E.J.M. van den Thillart (2006). Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften* 93: 145-148.

Pennacchioni, A., R. Marchetti, G.F. Gaggino (1976). Inability of fish to methylate mercuric chloride in vivo. *Journal of Environmental Quality* 5: 451-454.

Pierron, F., M. Baudrimont, e.a. (2008). How cadmium could compromise the completion of the European eel's reproductive migration. *Environmental Science & Technology* 42(12): 4607-4612.

Pieters, H., V. Geuke (1994). Methyl mercury in the Dutch Rhine Delta. *Water Science Technology* 30(10): 213-219.

Robinet, T.T., E.E. Feunteun (2002). Sublethal effects of exposure to chemical compounds: A cause for the decline in Atlantic eels? *Ecotoxicology* 11(4): 265-277.

Roex, E., M. van den Heuvel-Greve, H. Maas (2009). Normen voor biota in de Kaderrichtlijn Water. Deltares-rapport, concept 10 april 2009, Utrecht.

Ross, P.S. (1995). Seals, pollution and disease: environmental contaminant-induced immunosuppression. Proefschrift Universiteit Utrecht.

Sandheinrich, M.B., K.M. Miller (2006). Effects of dietary methylmercury on reproductive behavior of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology & Chemistry* 25(11): 3053–3057.

Simon, O. & A. Boudou (2001). Direct and trophic contamination of the herbivorous carp (*Ctenopharyngodon idella*) by inorganic mercury and methylmercury. *Ecotoxicology & Environmental Safety* 50: 48-59.

Sinha, V.R.P., J.W. Jones (1975). *The European Freshwater Eel*. Oxford University Press, Liverpool.

Slooff, W., P. van Beelen, J.A. Annema, J.A. Janus (1994). Basisdocument kwik. RIVM-rapport 710401023, Bilthoven.

Smit, M.D., P.E.G. Leonards, A.J. Murk, A.W.J.J. de Jongh, B. van Hattum (1996). Development of otter-based quality objectives for PCBs. Rapport R-96/11, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam.

Spalding, M.G., P.C. Frederick, H.C. McGill, S.N. Bouton, L.J. Richey, I.M. Schumacher, C.G.M. Blackmore, J. Harrison (2000). Histologic, neurologic, and immunologic effects of methylmercury in captive great egrets. *Journal of Wildlife Diseases* 36: 423–435.

Sueres, B. & K. Knopf (2004). Individual and combined effects of cadmium and PCB126 on the humoral immune response in European Eel (*Anguilla Anguilla*) experimentally infected with larvae of *Anguillicola crassus*. *Parasitology* 128: 445-545.

Swart, R.L. De (1995). Impaired immunity in seals exposed to bioaccumulated environmental pollutants. Proefschrift Erasmus Universiteit, Rotterdam.

Tesch, F.-W. (1977). *The Eel*. Chapman and Hall, London.

Tesch, F.-W. (1999). *Der Aal*. Blackwell Wissenschafts Verlag, Berlin - Wien.

Tonkes, M., J. Schobben, I. Velzeboer, M. Hoek-van Nieuwenhuizen, M. van den Heuvel-Greve (2008). Paling en waterbodems; gehalten van dioxines en dioxineachtige PCB's in paling en de relatie met gehalten in Nederlandse waterbodems. *Bodem* 6: 32-35.

Traas, T.P., R. Luttkik, O. Klepper, J.E.M. Beurskens, M.D. Smit, P.E.G. Leonards, A.G.M. van Hattum, T. Aldenberg (2001). Congener-specific model for polychlorinated biphenyl effects on otter (*Lutra lutra*) and associated sediment quality criteria. *Environmental Toxicology & Chemistry* 20: 205-212.

Wang, W.-X. & R.S.K. Wong (2003). Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plecothorhinchus gibbosus*. *Marine Ecology Progress Series* 261: 257-268.

Wiener, J.G., & D.J. Spry (1996). Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In "Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissues Concentrations" (W. N. Beyer, G. H. Heinz, and A. W. Redmom-Norwood, Eds.), pp. 297-339. Lewis, Boca Raton, FL.

Wolfe M.E., S. Schwarzbach, R.A. Sulaiman (1998). Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environmental Toxicology & Chemistry* 17: 146–160.

A Kamervragen 2007

Tweede Kamer der Staten-Generaal
Vergaderjaar 2006–2007
21 501-32
Landbouw- en Visserijraad
Nr. 218
LIJST VAN VRAGEN EN ANTWOORDEN
Vastgesteld 15 mei 2007

De vaste commissie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit¹ heeft een aantal vragen voorgelegd aan de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit over de brief van 14 maart 2007 inzake dioxineverordening voor vis en visproducten en de gevolgen ervan voor de Nederlandse binnenvisserij (21 501-32, nr. 199).

De minister heeft deze vragen beantwoord bij brief van 11 mei 2007.

Vragen en antwoorden zijn hierna afgedrukt.

De voorzitter van de commissie,
Schreijer-Pierik

De griffier van de commissie,
Van Leiden

Samenstelling:

Leden: Van der Vlies (SGP), ondervoorzitter, Schreijer-Pierik (CDA), voorzitter, Atsma (CDA), Van Gent (GL), Poppe (SP), Waalkens (PvdA), Snijder-Hazelhoff (VVD), Jager (CDA), Ormel (CDA), Koopmans (CDA), Van der Ham (D66), Van Velzen (SP), De Krom (VVD), Samsom (PvdA), Van Dijken (PvdA), Neppéus (VVD), Jansen (SP), Jacobi (PvdA), Cramer (CU), Koppejan (CDA), Graus (PVV), Vermeij (PvdA), Zijlstra (VVD), Thieme (PvdD) en Polderman (SP).

Plv. leden: Van der Staaij (SGP), Mastwijk (CDA), Ten Hoopen (CDA), Duyvendak (GL), Luijben (SP), Tang (PvdA), Boekestijn (VVD), Bilder (CDA), Biskop (CDA), Vacature (CDA), Koser Kaya (D66), Van Leeuwen (SP), Dezentjé, Hamming (VVD), Eijsink (PvdA), Depla (PvdA), Van Baalen (VVD), Kant (SP), Blom (PvdA), Ortega-Martijn (CU), Van Heugten (CDA), Brinkman (PVV), Kuiken (PvdA), Ten Broeke (VVD), Ouwehand (PvdD) en Lempens (SP).

KST107237
0607tkkst21501-32-218
ISSN 0921 - 7371
Sdu Uitgevers
's-Gravenhage 2007
Tweede Kamer, vergaderjaar 2006–2007, 21 501-32, nr. 218

1

Welke concrete acties stelt u voor om de vervuilde waterbodems van de grote rivieren aan te pakken, opdat ecologie en waterkwaliteit verbeterd worden?

Jaarlijks wordt het Saneringsprogramma Waterbodem Rijkswateren aan de Tweede Kamer aangeboden. In het programma staan de saneringen die in het begrotingsjaar worden

aangepakt en wordt een doorkijk naar de volgende jaren gegeven. De saneringen hebben tot doel de goede ecologische toestand te realiseren die de Kader Richtlijn Water vereist.

2

Waarop berust het vermoeden, zoals gemeld op de website van de Voedsel Waren Autoriteit (VWA), dat de wilde paling uit andere wateren dan de grote rivieren lagere dioxinegehalten hebben dan in de grote rivieren? Is het waar dat er te weinig gegevens bestaan om daarover goed onderbouwde uitspraken te kunnen doen? Bent u bereid deze wateren alsnog te onderzoeken? Zo ja, op welke termijn? Om hoeveel gebieden gaat het?

Van de monsters die genomen zijn in het kader van het dioxine-onderzoek zijn ook enkele afkomstig uit andere wateren dan de grote rivieren. Daarbij zijn waarden gevonden onder de norm. Op enkele plaatsen buiten de grotere rivieren zijn ook monsters aangetroffen met waarden boven de norm. De aantallen monsters zijn in die gebieden laag waardoor er geen duidelijke uitspraak gedaan kan worden. Dit jaar zal ik het aantal bemonsteringen op locaties buiten de grote rivieren verhogen. Het is echter niet mogelijk om elke locatie te bemonsteren waar beroepsmatig of hobbymatig wordt gevist.

3

Wat zijn de gevolgen van de te hoge dioxinegehalten voor de aal? Kunt u daarbij specifiek ingaan op de voortplantingsmogelijkheden en gezondheid?

Er is te weinig wetenschappelijk onderzoek uitgevoerd om deze vraag afdoende te beantwoorden. Er zijn indicaties dat hoge PCB- en dioxine gehalten in aal de voortplanting van de aal negatief zouden kunnen beïnvloeden, maar deze worden niet gesteund door veldwaarnemingen.

4 en 5

Vindt u een vangstverbod van wilde paling in de binnenwateren wenselijk? Zo nee, op welke manier wilt u garanderen dat de voedselveiligheid gewaarborgd blijft? Zo ja, wat zijn daarvan de gevolgen? Is het waar dat een negatief advies voor de consumptie van met dioxine vervuilde, wilde paling zou moeten leiden tot een vangstverbod? Zo nee wat moet er met de gevangen paling gebeuren? Zo ja, bent u bereid dat in te stellen?

De VWA zal via monsteronderzoek en bedrijfscontroles in beeld brengen of de huidige wettelijke bescherming van de consument effectief is. Mocht blijken dat dit niet zo is dan zal ik overwegen om andere instrumenten in te zetten. De Warenwet valt onder de verantwoordelijkheid van de minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport en biedt momenteel het geëigende instrumentarium om de noodzakelijke maatregelen te treffen voor het weren van producten die niet voldoen aan de voedselveiligheidsnormen. De Visserijwet biedt in zijn huidige vorm geen basis om maatregelen (zoals bijvoorbeeld een visverbod) te treffen vanuit het oogpunt van volksgezondheid. De Visserijwet bevat alleen regels en bepalingen die een doelmatige visserij met inachtneming van natuurbelangen moeten borgen.

6

Is het waar dat producenten moeten kunnen aantonen dat hun producten aan de norm voldoen? Zo ja, als aangetoond wordt dat het product niet aan de norm voldoet, zelfs gevaarlijk is, waarom wordt het dan niet uit de markt genomen?

In het kader van de vernieuwde EU-regelgeving is de leverancier van een levensmiddel verantwoordelijk voor het op de markt brengen van een veilig product. Als hij weet dat zijn product niet aan de norm voldoet, mag hij dit niet op de markt brengen. Mocht een product

dat niet aan de norm voldoet toch op de markt zijn gebracht, dan zal de leverancier het moeten terughalen en dit melden bij de VWA.

7

Bent u van plan om de handhaving aan te scherpen?

Ik zal eerst bekijken of er paling op de markt gebracht wordt die niet aan de norm voldoet. Daartoe zal de VWA op verschillende plaatsen in de keten, van visser tot verkooppunt, monsters nemen om na te gaan of voldaan wordt aan de gestelde norm. Mocht blijken dat niet voldaan wordt aan de normen dan zal ik andere maatregelen overwegen.

8

Bent u bereid om, als blijkt dat de normen worden overschreden, alsnog derogatie aan te vragen, zoals toegezegd tijdens het Algemeen Overleg Zee- en kustvisserij (29 675, nr. 21)?

In mijn brief van 5 juli 2006 gericht aan uw Kamer heb ik uitgelegd waarom het niet wenselijk is om een derogatie specifiek voor de wilde aal aan te vragen. Uit de nu beschikbare risicobeoordeling blijkt dat het regelmatig consumeren van wilde aal uit de grote rivieren risico's voor de volksgezondheid inhoudt. Dit zie ik als een aanvullend argument om geen derogatie aan te vragen.

9

Ziet u het beëindigen van de handel in wilde paling met een te hoog dioxinegehalte als het ondernemersrisico van de visser óf bent u bereid met een schadeloosstelling te komen?

Vissers en handelaren zijn zelf verantwoordelijk voor het op de markt brengen van een veilig product dat aan de wettelijke norm voldoet. De overheid is niet gehouden om vissers en handelaren die geen veilige producten kunnen vermarkten hiervoor schadeloos te stellen.

10

Overwegend dat de vervuiling van de grote rivieren een breed maatschappelijk probleem is waarvan vissers nu de dupe dreigen te worden, bent van mening dat de enige structurele oplossing gevonden kan worden in het saneren van de rivierbodems? Zo ja, bent u bereid deze sanering ter hand te nemen?

De enige structurele oplossing van de vervuiling van de grote rivieren is het aanpakken van de bronnen. Deze aanpak is tamelijk succesvol, de directe lozingen van dioxinen en PCB's op het oppervlaktewater nemen sterk af. Lokale en historische verontreiniging wordt aangepakt in het Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren.

11

Deelt u de opvatting dat de problematiek waar Nederland nu mee kampt was voorzien en al eerder door de Kamer was gesignaleerd, nog vóóordat een besluit was genomen over het aantal picogram dioxine dat de aal mocht bevatten? Waarom heeft de regering zich destijds niet krachtiger verzet tegen deze dioxineverordening en gepleit voor 20 picogram?

Ik ben met u van mening dat het al langer bekend is dat met name de grote rivieren dusdanig belast zijn met dioxine en dioxineachtige PCB's dat de norm van 12 picogram in paling overschreden wordt. De regering heeft destijds ingestemd met een norm van 12 picogram omdat bij een norm van 20 picogram de volksgezondheid onvoldoende zou worden beschermd. Overigens is de norm voor aal al hoger dan de norm voor overige vis en visproducten. Deze is vastgesteld op 8 picogram/gram vers gewicht.

12

Waarom heeft de VWA zich in de media onzorgvuldig uitgedrukt? In de Metro van (22-03-2007) staat namelijk: «Volgens de VWA lopen consumenten van wilde paling een «gezondheidsrisico»,» terwijl in uw brief staat dat het risico nagenoeg verwaarloosbaar is. Deelt u de mening dat de VWA heel zorgvuldig moet omgaan met haar persberichten, zeker waar het om gezondheidsrisico's gaat?

De VWA baseert haar communicatie op feiten en op duidingen van feiten die voor de begripsbepaling van belang zijn. Hoe de media daarover berichten is de verantwoordelijkheid van de media zelf.

13

Welk deel van de bevolking valt in de categorie «de gemiddelde consument»?

Onder de «gemiddelde» consument wordt de consument met een gemiddeld consumptiepatroon verstaan (een gemiddelde inname aan dioxines en dioxineachtige PCB's). Deze inname wordt voornamelijk veroorzaakt door de consumptie van dierlijke vetten.

14

Wat wordt er precies bedoeld met «geringe consumptie»? Om wat voor hoeveelheden gaat het dan?

De «gemiddelde» consument eet minder dan 1 gram paling per dag. Gelet op de verhouding in productiehoeveelheden van kweekpaling versus wilde paling betreft dit bijna uitsluitend kweekpaling.

15

Hoe wordt de ondersteuning verleend aan de sectororganisaties van beroeps- en sportvissers bij het communicatieproces over de gevaren van consumptie van wilde paling?

Aan de organisaties die u noemt is aangeboden dat (indien gewenst) er voorlichting gegeven kan worden door medewerkers van mijn departement. Bovendien is gewezen op het beschikbaar zijn van informatie op de websites van de VWA en het Voedingscentrum.

16

Wat rechtvaardigt de bewering dat het risico verwaarloosbaar is als er toch kans is dat personen deze dioxineachtige PCB's consumeren?

De inname van dioxines en dioxineachtige PCB's voor de «gemiddelde» consument door het eten van paling overschrijdt de toegestane wekelijkse inname (TWI) voor dioxines en dioxineachtige PCB's niet. Deze zogenaamde TWI is vastgesteld door een wetenschappelijke commissie van de Europese Unie.

17

Welk percentage van het bredere publiek wordt via de VWA-website en de website van het Voedingscentrum bereikt?

De website van de VWA is in 2006 bezocht door ruim 300 000 verschillende bezoekers.

18

Bent u van mening dat de consument effectiever benaderd kan worden via de reguliere verkoopkanalen, zoals viswinkels en viskramen, bijvoorbeeld door middel van een postercampagne waarin gewezen wordt op de gevaren?

Omdat alleen voor een beperkte groep van liefhebbers van wilde aal en voor sportvissers die gericht op aal vissen het advies is afgegeven om geen wilde aal uit de grote rivieren te consumeren, acht ik een grootschalige voorlichtingscampagne niet noodzakelijk. De sectororganisaties zijn reeds geïnformeerd. Sportvisserij Nederland heeft haar leden via haar website inmiddels gewezen op de risico's. De beroepsvissers zijn geïnformeerd door de sectororganisaties en door een artikel in het blad Visserijnieuws. Daarnaast kan een breder publiek de informatie vinden op de website van de VWA en van het Voedingscentrum.

19

Hoe groot is de totale risicogroep die 150 gram of meer wilde paling met een te hoog dioxinegehalte consumeren?

De omvang van deze groep is mij niet bekend. Mijns inziens is de precieze omvang van de groep in dit kader ook niet relevant. Mijn prioriteit ligt bij het zorgen voor een toegankelijk advies voor de sportvisser en de liefhebber van wilde paling.

20

Dioxineachtige PCB's blijven lang aanwezig in het lichaam, welk risico hebben de liefhebbers van wilde paling door de jarenlange consumptie? Is het verantwoord om aan te geven dat consumptie onder een bepaald niveau geen kwaad kan?

Het veilige niveau voor de inname van dioxines en dioxineachtige PCB's is gebaseerd op een wekelijkse blootstelling gedurende het gehele leven. In dit niveau zijn ook zogenaamde veiligheidsfactoren ingebouwd. Wanneer dit niveau niet wordt overschreden dan is er geen sprake van een risico voor de volksgezondheid. Zelfs een geringe, eenmalige of kortstondige overschrijding is onder bepaalde condities nog toelaatbaar. Echter, door jarenlange consumptie van meer dan 150 gram wilde paling per maand kunnen risico's niet worden uitgesloten.

21

Is de norm waar in deze brief naar verwezen wordt, waar producenten aan moeten voldoen, de geharmoniseerde norm voor het totaal van de berekende toxiciteit (TEQ) voor vis en visproducten van maximaal acht picogram/gram vers gewicht, waarvoor voor Nederland een hogere norm is vastgesteld namelijk 12 picogram/gram vers gewicht?

Sinds november 2006 geldt er een Europese norm voor de aal van 12 picogram TEQ/gram product (voor dioxines plus dioxine-achtige PCB's).

22

Wat verstaat u onder niet langdurig consumeren? Heeft u inzage in de hoeveelheid aal die verkocht wordt en geconsumeerd? Kunt u daarbij specifiek ingaan op de verhouding tussen in het wild gevangen aal en de aal die verkocht wordt in winkels?

De VWA concludeert dat een maandelijkse consumptie van 1 portie wilde paling van ongeveer 150 gram uit de risicogebieden na enkele jaren kan leiden tot een zodanige toename van de lichaamsbelasting dat nadelige effecten op de gezondheid niet kunnen worden uitgesloten. Ongeveer 95% van de aal die in Nederland wordt verkregen is afkomstig van kweek. Van de overige 5% is maar een deel afkomstig uit de grote rivieren waar nu een uitspraak over gedaan is.

23

Wat is de stand van zaken met betrekking tot uw ondersteuning van het communicatieproces met vissers en consumenten? Hebben beroeps- en

sportvisserorganisaties reeds om hulp gevraagd? Zo ja, welke stappen heeft u ondernomen?

Aan de organisaties die u noemt is aangeboden dat (indien gewenst) er voorlichting gegeven kan worden door medewerkers van mijn departement. Bovendien is gewezen op het beschikbaar zijn van informatie op de websites van de VWA en het Voedingscentrum. Een enkele vraag (van particulieren) is binnengekomen bij de VWA. Een concrete vraag vanuit de sectororganisaties heeft mijn departement momenteel nog niet bereikt.

24

Kunt u garanderen dat er nu op dit moment een advies wordt uitgebracht en niet in de komende periode?

De VWA heeft mij haar advies uitgebracht op 14 maart 2007.

25

Deelt u de mening dat in het geval van voedselkwaliteit de overheid toezicht op bedrijven moet houden in verband met de volksgezondheid?

Ja, ik deel uw mening dat de overheid toezicht dient te houden op bedrijven die voedingsmiddelen produceren en op de markt brengen. Ik plaats daar wel de kanttekening bij dat de bedrijven verantwoordelijk zijn voor het op de markt brengen van een veilig product en dat de overheid erop toe moet zien dat de bedrijven zich daaraan houden.

26

Op dit moment wordt er met name curatief opgetreden. Bent u het ermee eens dat er meer preventief opgetreden moet worden?

De enige structurele oplossing is het aanpakken van de bron van de vervuiling. Deze aanpak is tamelijk succesvol, de directe lozingen van dioxinen en PCB's op het oppervlaktewater nemen sterk af. Lokale en historische verontreiniging wordt aangepakt in het Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren.

27

Komt een te hoog dioxinegehalte ook bij andere vissoorten voor in de Nederlandse wateren? Zo ja, om welke vissoorten gaat het hier dan? In welke Nederlandse wateren komt dit voor? Is de problematiek hier ook zo ernstig als bij de wilde aal?

Omdat PCB's en dioxines zich ophopen in het vet van de vis, en andere vissen (veel) minder vet bevatten dan aal is het probleem bij andere vissen veel minder groot. Echter, op zeer zwaar vervuilde locaties kan een normoverschrijding in een ander soort vis met een relatief hoog vetgehalte niet bij voorbaat uitgesloten worden.

28

Hoe groot is de risicogroep van sportvisser en liefhebbers van paling die per maand 150 gram of meer wilde paling met een te hoog dioxinegehalte consumeren? Welk risico heeft deze risicogroep tot op de dag van vandaag gelopen, in het kader van het «niet langdurig consumeren»?

Zie het antwoord op vraag 19.

29

Wat zijn naar de mening van de minister de achterliggende oorzaken van de te hoge dioxineconcentraties in vis in Nederlandse wateren? Hoe denkt u deze oorzaken te bestrijden? Op welke termijn verwacht u dat de dioxineconcentraties in vis in Nederlandse

wateren dermate zijn afgenomen dat de daar gevangen vis aan de productnormen voor wat betreft dioxine en dioxineachtige PCB's voldoet?

De huidige belasting met PCB's en dioxines is voornamelijk van historische aard (al zijn er nog steeds bronnen van PCB-vervuiling) en het gevolg van de geografische positie van Nederland (benedenloop van twee, voormalig zeer sterk vervuilde rivieren). Het vermijden van het ontstaan van dioxines en dioxineachtige PCB's heeft de hoogste prioriteit. Gezien de aard van de stoffen worden de desondanks nog optredende verliezen naar het milieu in de Emissieregistratie bijgehouden. De directe lozingen van dioxines op oppervlaktewater zijn van 1,2 gram I-TEQ in het jaar 1990 met 92% gereduceerd tot 0,095 gram I-TEQ in 2005. De directe lozingen van PCB's zijn van 5,0 kg in het jaar 1990 met 90% gereduceerd tot 0,5 kg in het jaar 2005. De concentraties in de aal zullen slechts zeer langzaam dalen, een merkbare verbetering die leidt tot gehalten onder de huidige productnorm valt pas over 20 jaar in de zwaarder vervuilde gebieden te verwachten.

30

Hoe gaat de vissector aantonen dat de op de markt gebrachte paling aan de Europese hygiënewetgeving voldoet?

De individuele bedrijven zijn daarvoor zelf verantwoordelijk.

31

Zie antwoord vraag 4 en 5.

32

Hoe is het mogelijk dat de met dioxine vervuilde paling (300 000 kilo blijkt uit gegevens) toch in de voedselketen terecht is gekomen? Beschouwt u dit als uw verantwoordelijkheid? Op welke wijze gaat u de consument vanaf nu wel garanderen dat deze met dioxine vergiftigde paling per direct uit de voedselketen wordt geweerd?

33

Is, gezien de ernst van de vervuiling, het nemen van steekproeven de beste methode om dioxinevervuiling uit de voedselketen te weren? Zo ja, hebben steekproeven in het verleden bijgedragen aan het weren van dioxinepaling in de voedselketen? Zo nee, bent u bereid ook andere methoden toe te passen?

Met een steekproefsgewijze benadering zal de VWA nagaan of de bedrijven in staat zijn om aal op de markt te brengen die voldoet aan de normen. Hiervoor is een steekproef voldoende. Bovendien zal gericht onderzoek worden uitgevoerd als de tracering van aal daar aanleiding toe geeft. Mocht blijken dat de bedrijven niet in staat zijn om aan de wettelijke verplichting te voldoen dan zal ik andere maatregelen overwegen.

34

Kunt u inzicht geven in welke mate er thans nog lozingen van dioxines en andere giftige stoffen plaatsvinden?

Zie het antwoord op vraag 29.

B Kamervragen 2008

Antwoorden op kamervragen van de Kamerleden van Velzen en Polderman over Het voedingsadvies vis en gezondheidsclaims op viscapsules.
(2080904770)

Vraag 1

Wat is uw mening over het voedingsadvies van het Voedingscentrum om twee keer per week vis te eten (waarvan 1 keer vette vis) terwijl volgens onderzoekers dit opgeteld bij inname van normale hoeveelheden eieren, zuivel en vlees, leidt tot een stevige overschrijding van de maximale dosis toxische stoffen? Wat vindt u ervan dat in België mede door het eten van vis 50% van de bevolking een te hoge dosis toxische stoffen binnenkrijgt, en dat dit vooral bij zwangere vrouwen en hun ongeboren baby's tot (ernstige) problemen kan leiden? 1)

Antwoord 1

Het Voedingscentrum adviseert consumenten om twee keer per week vis te eten, waarvan ten minste één keer vette vis ter preventie van hart- en vaatziekten. De consument wordt erop gewezen dat het gezondheidsrisico door blootstelling aan giftige stoffen niet opweegt tegen de gezondheidswinst door regelmatig vis te eten. Kortom: je hebt zoveel baat bij twee maal per week vis eten, dat het andere daardoor te verwaarlozen is. Ook wordt de liefhebber van wilde paling erop gewezen niet langdurig zelfgevangen paling uit de Nederlandse grote rivieren te eten. Daar zit meer dioxine in dan verantwoord wordt geacht. Liefhebbers van vis worden wel gewaarschuwd om niet te veel vis te eten (maximaal 4 keer per week).

Vraag 2

Kunt u het verschil verklaren tussen de toegestane 4 pg toxische stoffen per gram vis en 12 pg gif per gram paling? Waarom is dit verschil gemaakt? Hoe is dit advies tot stand gekomen?

Antwoord 2

Er wordt onderscheid gemaakt tussen dioxines en dioxine-achtige PCBs. Beide hebben echter dezelfde werking. In eerste instantie zijn er alleen normen gesteld voor dioxines (bv. 4 pg TEQ/g vis) omdat onduidelijk was wat de gehalten aan dioxine-achtige PCBs waren en wat dus de impact zou zijn van het opnemen van die stoffen in de norm. Sinds eind 2006 zijn de PCBs opgenomen in de norm en is die voor vis verhoogd van 4 naar 8 pg TEQ/g vis. Echter, besloten is om naast deze gecombineerde norm ook de norm voor alleen dioxines voorlopig te handhaven. Vervolgens heeft Nederland in Brussel gepleit voor een verhoging van de norm voor paling van 8 naar 12 pg TEQ/g omdat daarmee het bevissen van het IJsselmeer mogelijk bleef. Bij het doorrekenen van de consequenties van zo'n normverhoging is wel rekening gehouden met de lage consumptie van paling door de Nederlandse bevolking. Bovendien is de meeste paling afkomstig uit de visteelt en in deze paling zijn de gehalten ver onder de norm.

Vraag 3

Op welke gegevens is het voedingsadvies om twee keer per week vis te eten gebaseerd? Kunt u een overzicht geven van de wetenschappers, maatschappelijk organisaties en bedrijven die door onder andere het Voedingscentrum en de Gezondheidsraad zijn geconsulteerd bij de totstandkoming van dit voedingsadvies? Zo neen, waarom niet? Bent u bereid, gezien uw financiële bijdrage aan het Voedingscentrum, te onderzoeken of het voedingsadvies op het gebied van vis aan herziening toe is? Zo ja, op welke termijn zal dit herziene advies tot stand komen? Zo neen, waarom niet?

Antwoord 3

Het voedingsadvies dat u aanhaalt, is gebaseerd op het Gezondheidsraadadvies Richtlijnen goede voeding uit 2006 (www.gr.nl). In het adviesrapport staat de samenstelling van de commissie beschreven die het rapport heeft opgesteld (bijlage B van het adviesrapport) en wie hebben deelgenomen aan een speciale werkconferentie over visolievetzuren (bijlage C van het adviesrapport). Het Voedingscentrum heeft dit wetenschappelijke advies in praktische richtlijnen vertaald.

Het advies van de Gezondheidsraad is nog actueel. Wanneer daar aanleiding voor is dan zal ik de Gezondheidsraad vragen het advies te evalueren en zondig te herzien.

Vraag 4

Wat is uw mening over het gegeven dat 75% van de oorspronkelijk beschikbare wilde vis inmiddels is verdwenen door overbevissing, en dat bij huidig beleid de commercieel te vangen vis mogelijk al over 15 jaar op is? Wat vindt u ervan dat met het oog hierop voor iedere kilo kweekvis 2 tot 6 kilo wilde vis als visvoer nodig is, en dat voor iedere liter visolie 20 tot 100 kilo vis nodig is? 2)

Antwoord 4

Ten aanzien van uw vraag over de overbevissing, verwijs ik naar mijn brief van 3 juni 2008 aan de Kamer (ref. Tweede Kamer, vergaderjaar 2007-2008, 26 737, nr. 8) waarin ik reageer op de aanbevelingen van Dos Winkel en Daniel Pauly. Voor het tweede deel handelend over visvoer en visolie verwijs ik u naar mijn antwoord van 19 november 2008 aan de Kamer (Tweede Kamer, Kamervragen met antwoord 2008-2009, nr. 707) waarin ik reageer op een artikel uit de "Annual Review of Environment and Resources" dat ingaat op visvangst bestemd als voer voor andere dieren.

Vraag 5

Wat is uw oordeel over de mededeling in dit programma dat de toxische stoffen die in vis voorkomen, ook in visoliecapsules voorkomen? Worden dergelijke producten regelmatig gecontroleerd? Zo ja door wie, en met welke frequentie?

Antwoord 5

Voor mensen die geen vis eten zijn met visolie verrijkte levensmiddelen of visoliecapsules een aanvaardbaar alternatief. Er bestaat een norm voor dioxinegehalte in visoliecapsules. De VWA handhaaft deze norm. De onderzoeksgegevens die hieruit voortkomen geven aan dat deze norm in het algemeen niet wordt overschreden.

Vraag 6

Deelt u de mening die in het programma werd verkondigd dat er valse gezondheidsclaims worden gemaakt door fabrikanten van visoliecapsules? 3) Vindt u dat consumenten op deze manier misleid worden? Deelt u de mening dat gezondheidsclaims altijd aangetoond dienen te worden en anders niet gehanteerd mogen worden? Zo nee, waarom niet? Zo ja, welke maatregelen gaat u nemen?

Antwoord 6

Gezondheidsclaims mogen niet misleiden en de producenten zijn verantwoordelijk voor een gedegen onderbouwing van de gezondheidsclaims.

Het gebruik van gezondheidsclaims op voedingsmiddelen is onlang Europees geregeld met het van toepassing worden van de Verordening Voedings- en Gezondheidsclaims (EC 1924/2006). Deze verordening harmoniseert onder meer de onderbouwing van claims. Een oordeel over de onderbouwing vergt een analyse van alle relevante en wetenschappelijk verantwoorde studies. De Europese Voedselveiligheid Autoriteit (EFSA) heeft van de Europese Commissie de opdracht gekregen de onderbouwing van honderden bestaande gezondheidsclaims te beoordelen. Een panel van wetenschappers bij EFSA is daar nu mee bezig. Na het advies van EFSA zullen de Europese Commissie en de lidstaten in 2010 een lijst met goedgekeurde gezondheidsclaims publiceren. De Voedsel en Waren Autoriteit

(VWA) ziet toe op de naleving van de claimsverordening en, na publicatie van de lijst, op een correcte toepassing daarvan.

In feite stappen we dan over van toezicht op het gebruik van claims die op de markt zijn, naar voorafgaande goedgekeuring van onderbouwingen.

- 1) TV-programma Radar, 3 november 2008; volgens onder andere Maaïke Bilau onderzoeker van Universiteit Gent
- 2) TV-programma Radar, 3 november 2008; volgens Dos Winkel
- 3) TV-programma Radar, 3 november 2008; volgens Prof. Em. Gerard Hornstra van Wageningen Universiteit