

Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV

Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax.: 0255 564644
Internet:postkamer@rivo.dlo.nl

Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 572781
Fax.: 0113 573477

RIVO Rapport

Nummer: C061/05

Inventarisatie en evaluatie dioxinen in het Nederlandse aquatische milieu: status 2005

P.E.G. Leonards¹, W.J. Dulfer², en E.H.G. Evers². K. van de Guchte³

¹ RIVO

² RIKZ

³ RIZA (thans werkzaam bij UNEP)

Opdrachtgever: RIKZ
Postbus 20907
EX Den Haag

Project nummer: 3.44.12280.19

Contract nummer: Opdrachtbon 67050576

Akkoord:

Handtekening: _____

Datum: 16-9-2005

Aantal exemplaren:	10
Aantal pagina's:	36
Aantal tabellen:	3
Aantal figuren:	16
Aantal bijlagen:	4

In verband met de verzelfstandiging van de Stichting DLO, waartoe tevens RIVO behoort, maken wij sinds 1 juni 1999 geen deel meer uit van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929
BTW nr. NL 808932184B09.

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

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

Inhoudsopgave:

Inhoudsopgave:	2
Samenvatting	3
1. Inleiding	6
1.1 Historie	6
1.2 TEF-concept	7
1.3 Doel	8
2. Bronnen	10
2.1 Afvalverbranding	10
2.2 Chemische industrie.....	10
2.3 Atmosferische depositie	10
2.4 Grote rivieren	11
2.5 Aandeel bronnen Noordzee	12
2.6 Samenvatting bronnen.....	13
3. Verspreiding	15
3.1 Achtergrondgehalten	15
3.2 Hot spots	16
3.3 Trends	16
4. Normstelling	21
4.1 Emissies.....	21
4.2 Humane normen	21
4.3 Ecosysteem	22
5. Risicoevaluatie.....	26
5.1 Mens	26
5.2 Ecosysteem	29
6. Conclusies en aanbevelingen	33
7. Literatuur	35
8. Bijlagen	39

Samenvatting

Een inventarisatie van de huidige stand van zaken betreffende maatregelen en gemeten effecten van de maatregelen op de emissies van dioxinen, furanen en dioxine-achtige PCB's in Nederland voor het aquatische milieu wordt gepresenteerd. Ingegaan wordt tevens op de normstelling en uiteindelijk wordt een risicoevaluatie gemaakt van dioxinen, furanen en dioxine-achtige PCBs voor lokale gebieden in Nederland in relatie tot de functie van het water (humane en ecotoxicologische risico's).

Dankzij een aantal nationale en internationale richtlijnen en verdragen, zoals de Rijn- en Noordzee actie programma's (RAP, NAP), zijn de emissies van dioxinen door de verbranding van afval en vanuit de industrie drastisch verminderd. Puntbronnen in Nederland dragen nog maar 1% bij aan de totale vracht van dioxinen in de Nederlandse oppervlaktewateren. De belangrijkste bron van dioxinen in Nederlands oppervlaktewater is de instroming van met dioxinen vervuild water vanuit het buitenland. Afstemming met het buitenland om de dioxinen vracht verder te reduceren is noodzakelijk. Voor de Noordzee is een belangrijke dioxinebron de resuspensie van oude sedimenten waarbij de hoeveelheid die de Noordzee bereikt twee tot drie maal hoger is dan de vracht die Nederland binnenkomt via de grote rivieren. Een sterke vermindering van de emissies biedt de mogelijkheid om aan sanering van vervuilde waterbodems te gaan denken. De Zeehaven van Delfzijl en de Chemiehaven te Rotterdam zijn al gesaneerd en voor de meeste andere zwaar verontreinigde locaties zijn op dit moment sanerings- of isolatieprogramma's in de maak.

De meest recente gegevens voor dioxinen in sedimenten van de grote rivieren zijn afkomstig van 1994 en aan de hand van modellen zijn de gehalten berekend voor de situatie in 2000. Een afnemend gehalte in het sediment van het Ketelmeer sinds 1960 werd geconstateerd. Dioxinen gehalten gemeten in zwevend stof te Lobith en Maassluis tussen 1995 en 2004 laten eveneens een daling van de gehalten zien. Voor de Maas en Schelde werd met een model berekend dat de gehalten tussen 1990 en 2000 onveranderd zouden blijven. Recent veldgegevens voor deze locaties ontbreken. De TEQ-gehalten in zout- en zoetwater vis zijn sinds de 90-jaren afgenomen, voornamelijk veroorzaakt door een afnemend gehalte aan dioxine-achtige PCBs. Een sterke daling van de gehalten aan dioxinen-achtige PCBs in paling na 1993 werd voor Rijn, Haringvliet, Ketelmeer en Hollands Diep geconstateerd.

Het grootste blootstellingsrisico voor de mens vormt de consumptie van paling uit sterk verontreinigde gebieden zoals de grote rivieren (Rijn, Waal en Maas). De dioxinen-gehalten in paling voor enkele locaties (Hollands Diep, de Nieuwe Merwede, Haringvliet Oost en West, Volkerak en de IJsselmeer monding bij het Ketelmeer en bij Urk) overschrijdt de Europese voedingsnorm voor dioxinen/furanen in vis en visserijproducten van 4 pg TEQ/g product. Daarbij moet wel bedacht worden dat wilde paling slechts in geringe mate in Nederland wordt geconsumeerd. Het overgrote deel van de palingconsumptie is gekweekt of geïmporteerd en bevat gehalten die beneden de EU norm liggen. De huidige EU norm is alleen van toepassing op de dioxinen en furanen terwijl in biota de dioxine-achtige PCBs een veel groter bijdrage (>60%) tot het totale TEQ-gehalten leveren. Momenteel wordt in de EU een nieuwe norm voor levensmiddelen ontwikkeld die ook de dioxine-achtige PCBs zal meenemen.

De aangetroffen gehalten in sediment en vis van diverse locaties in Nederland liggen boven de veilige grenswaarden voor visetende vogels en zoogdieren, zoals visdief en otter, en negatieve effecten op de gezondheid van deze soorten zijn daarom niet uit te sluiten.

De huidige monitoring van dioxines in Nederland is beperkt tot het twee maal per jaar bepalen van de gehalten in zwevend stof te Lobith en Maassluis. Voor sediment ontbreken daarom recente gegevens voor de Rijkswateren waardoor moeilijk een inschatting van trends, vrachten en het risico voor mens en ecosysteem in Nederland gemaakt kan worden. De actuele situatie voor dioxines en PCBs in de Westerschelde wordt momenteel met een survey onderzocht waarbij zowel het ruimtelijke voorkomen en twee voedselketens worden meegenomen.

Naast de chemische bepaling van dioxinen en dioxine-achtige PCBs wordt momenteel ook specifieke bioassays (DR-CALUX) in gezet om de totale dioxine-achtige toxiciteit van sedimenten en baggerspecie te bepalen of te screenen. Recente studies hebben aangetoond dat naast dioxinen en dioxine-achtige PCBs ook PAKs een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan de dioxine-achtige toxiciteit.

Aanbevolen wordt om de gehalten aan dioxines en dioxine-achtige PCBs in sedimenten van de Rijkswateren te bepalen om de actuele situatie in beeld te brengen en daardoor een betere inschatting van de risico's voor

het aquatische milieu te kunnen maken. Tenslotte wordt aanbevolen om meer inzicht te krijgen in de respons van bioassays veroorzaakt door dioxine-achtige verbindingen in sediment omdat een groot deel van de respons niet verklaard kan worden door dioxines en PCBs.

Summary

This report describes an inventory of the present day's situation of actions and effects of actions on the emission of dioxin, furan and dioxin-like PCBs to the Dutch aquatic environment. The standards for dioxins, furans and dioxin-like PCBs in food and the environment, and a risk evaluation for local areas in the Netherlands in relation to the function of the water are discussed.

Due to a number of national and international guidelines, e.g. the Rhine and North Sea action programmes (RAP, NAP), the emissions of dioxins from waste combustion and from industry dramatically decreased. Point sources in The Netherlands contribute only 1% to the total load of dioxins to Dutch surface waters. The most important source of dioxins for Dutch surface waters is dioxin contaminated water from foreign countries. Tuning of actions with foreign countries will, therefore, be necessary to reduce the dioxin load. For the North Sea the main dioxin source is the resuspension of old sediments. This source is two to three times higher than the dioxin load from the great rivers to the North Sea. Due to the decreased dioxin emissions, actions to decontaminate contaminated sediments are now useful. Two heavily polluted locations, Zeehaven of Delfzijl and Chemiehaven of Rotterdam, are both decontaminate, and actions for other heavily contaminated areas are in progress.

Model predictions for the year 2000 using the most recent complete data set of dioxin for the great rivers from 1994, showed decreased levels of dioxins. Levels of dioxins in Ketelmeer sediment decreased since 1960 which is also in agreement with the decreased levels in suspended particulate matter from the river Rhine (Lobith and Maassluis) between 1995 and 2004. For the river Meuse and Scheldt estuary, however, no decrease equal levels between 1990 and 2000 were predicted. Recent measurements for these locations are not available to confirm these findings. The TEQ-levels in fresh and salt water fish have been decreased between 1990 and 2000, mainly to the decrease in dioxin-like PCBs. A strong decrease in dioxin-like PCB levels in eel after 1993 was observed for the river Rhine, Haringvliet, Ketelmeer and Hollands Diep.

The highest human exposure risk is the consumption of eel from contaminated locations, such as the great rivers (Rhine, Waal, Meuse). The dioxin levels in eel from a number of fresh water locations (Hollands Diep, De Nieuwe Merwede, Haringvliet East and West, Volkerak, and the locations Ketelmeer and Urk in Lake IJssel) are above the European maximum residue levels (MRL) for dioxins (4 pg TEQ/g product) in fish. However, the Dutch fish consumer mainly consumes farmed or imported eel which contains dioxin levels below the MRL. Currently, the MRL is set for dioxins/furans only, but in the near future the dioxin-like PCBs will be included. In biota dioxin-like PCBs contributes more than 60% to the total TEQ levels.

The dioxin levels in sediment and fish from various locations in The Netherlands are above safe health levels for fish eating birds and mammals (e.g. common tern and otter), and negative health effects can, therefore, not be excluded.

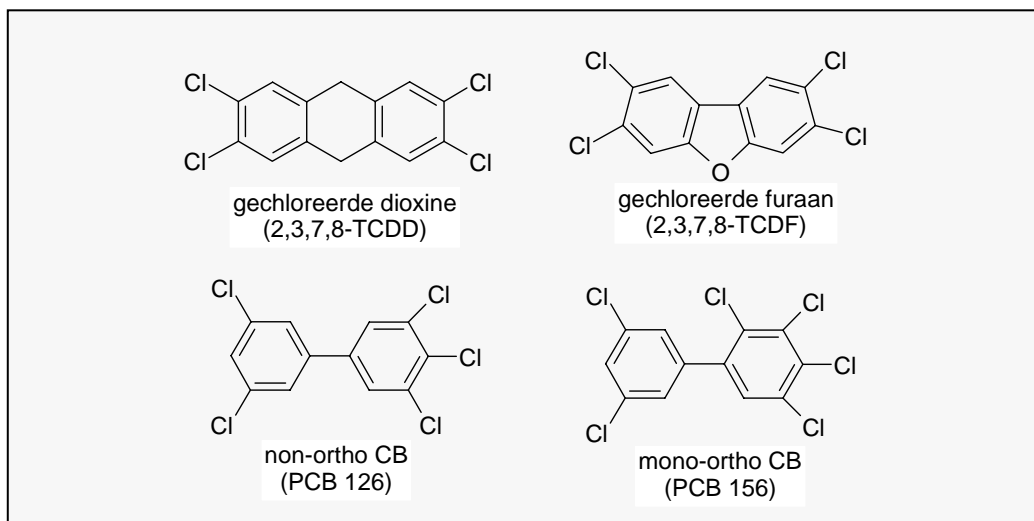
Present day's dioxin monitoring in The Netherlands is restricted to the half yearly determination of dioxins in suspended particulate matter in Lobith and Maassluis. Recent data for sediments are not available for governmental waters which make the predictions of loads, trends and human and environmental risk assessment very difficult. Currently, a background study on dioxins and dioxin-like PCBs in the Western Scheldt estuary is carried out to determine the geographical occurrence and to study the transfer of dioxins and PCBs in two food chains.

Beside the chemical determination of dioxins and dioxin-like PCBs a specific bioassay (DR-CALUX) is recently used to determine the total dioxin-like toxicity of sediments and harbor sludge. Recent studies have shown that other compounds (e.g. PAHs) than dioxins and dioxin-like PCBs in sediment can contribute to a large extent to the DR-CALUX activity.

It is recommended to determine the actual levels of dioxins and dioxin-like PCBs in sediment from the governmental waters to provide a better estimation of risks for the aquatic environment. The unexplained bioassay activity in some sediment samples should be further investigated to identify the dioxin-like compounds.

1. Inleiding

Dioxines, een verzamelnaam voor 75 gechloreerde dibenzo-p-dioxines en 135 dibenzofuranen, ontstaan als ongewenst bijproduct van verbrandingsprocessen en van veel industriële activiteiten. Hiervan zijn de verbranding van huisvuil en het bleken van papier het meest bekend. Bij verbrandingsprocessen en bij de productie van landbouwbestrijdingsmiddelen zoals 2,4-dichloorphenoxyazijnzuur en 2,4,5-trichloorphenoxyazijnzuur en houtverduurzamingsmiddelen als pentachloorfenol, allen inmiddels verboden in Nederland, komen vooral *gechloreerde dibenzo-p-dioxines* (PCDDs) vrij. Bij de productie van chemicaliën zoals chloor, vinylchloride monomeer (VCM, de uitgangsstof voor de productie van PVC, polyvinylchloride) en bij de productie van andere bulkchemicaliën, worden onder bepaalde omstandigheden *gechloreerde dibenzofuranen* (PCDFs) gevormd. Naast deze extreem giftige verbindingen worden bijna altijd ook andere gechloreerde aromatische bijproducten gevormd, waarvan het risico minder goed bekend is. Enkele voorbeelden hiervan zijn chlooraftalenen, octachloorstyreen, hexachloorbenzeen en lagere chloorbenzenen, polychloorbifenylen en -terfenylen, maar ook alifaten zoals chloorbutadiënen, die allen bij de productie van VCM zijn aangetoond. Bij het gebruik van chloor als bleekmiddel in de papierindustrie zijn meer dan 250 verschillende organochloor verbindingen in het afvalwater gevonden. In dit rapport wordt onder *dioxines* de verzameling van gechloreerde dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen verstaan.



Een andere groep van verbindingen waarvan een aantal congenere een dioxine-achtige werking bezitten zijn de *polychloorbifenylen* (PCBs). PCBs zijn een verzameling van 209 verschillend gechloreerde biphenylen en werden door de mens gemaakt omdat ze een aantal nuttige eigenschappen hadden. De technische mengsels werden toegepast in o.a. transformatoren, condensatoren, drukinkt en verf. Deze verbindingen bleken giftige eigenschappen te bezitten, ze bleken een zekere vluchtigheid te hebben waardoor ze rechtstreeks of via (ocean)-water in de atmosfeer kwamen en zich met de wind of water verspreiden naar gebieden waar ze nooit toegepast waren (bijvoorbeeld noord- en zuidpool), ze bleken nauwelijks afbreekbaar, ze hoopten zich op in vetrijke weefsels van mens en dier, en zijn alom verspreid door het milieu. In de westerse wereld is het gebruik van deze stoffen verboden. Sommige van de PCBs (*non-ortho* and *mono-ortho* gesubstitueerde congenere) lijken qua ruimtelijke structuur erg op de structuur van dioxines en worden *dioxine-achtige PCBs* of '*vlakke*' PCBs genoemd. In het onderhavige rapport zullen de dioxine-achtige PCBs samen met de dioxines worden besproken, maar zal de nadruk liggen op de dioxines.

1.1 Historie

Dioxines worden voor het overgrote deel door menselijk handelen gevormd. Parallel aan de grootschalige ontwikkeling van de chloorchemie na 1940 en het in gebruik nemen van afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) stijgt in Nederland het gehalte aan dioxines in water, bodem en lucht. Op sommige locaties is de vervuiling van de bodem en het sediment te herleiden naar specifieke gebeurtenissen of handelingen die daar hebben plaatsgevonden. Zo zijn de verhoogde dioxinegehalten in het sediment van het Noordzeekanaal terug te voeren op de explosie van een reactor in de trichloorphenol-fabriek van Philips-Duphar in 1963. Huidige

verhoogde dioxine gehalten in de bodem van vuilstortplaatsen als de Volgermeerpolder en de Diemerzeedijk zijn het gevolg van de dumping en de verbranding van chemisch afval in het verleden. Lozing van met dioxines vervuild afvalwater heeft geleid tot een aanzienlijke contaminatie van de bodem van een aantal havens, zoals de Chemiehaven, de Laurens haven en de Zeehaven van Delfzijl.

Verreweg de meeste dioxinevervuiling van Nederlandse waterbodems is echter het gevolg van een scala aan emissies die via het rivierwater en de lucht zijn aangevoerd. Dioxines hechten zich zeer sterk aan slib en zwevend stof en als dit in het rustiger water van de Nederlandse delta bezinkt hoopt zich de dioxinevervuiling op. Verhoogde concentraties dioxines die nu in het slib van sedimentatiegebieden als Ketelmeer, Nieuwe Merwede en de uiterwaarden van de grote rivieren worden gevonden zijn merendeels afkomstig van lozingen door de chloor- en papierindustrie langs de bovenstroom van met name de Rijn.

1.2 TEF-concept

Dioxines en dioxine-achtige PCBs hebben een sterke overeenkomst in het mechanisme dat verantwoordelijk is voor de toxische effecten. Initiatie van het mechanisme wordt veroorzaakt door de binding van dioxines of dioxine-achtige PCBs met de aryl hydrocarbon (Ah)-receptor of ook wel de TCDD-receptor genoemd, welke aanwezig is in bijna elk orgaan of weefsel bij zeer veel soorten (Parkinson en Safe, 1981; Poland and Bradfield, 1992). Ondanks het gemeenschappelijke mechanisme zijn er onderling sterk uiteenlopende verschillen in toxiciteit tussen de individuele dioxines en de individuele dioxine-achtige PCBs. Om te corrigeren voor de verschillen in toxiciteit tussen de afzonderlijke verbindingen is een model ontwikkeld en een nieuwe manier van gehalten uitdrukken; het TEF-concept (Safe, 1990). Deze manier van berekenen en uitdrukken is ondertussen wereldwijd geaccepteerd. Voor elke individuele gechloreerde dioxine, individuele gechloreerde furan en individuele dioxine-achtige PCB zijn toxiciteitsfactoren (TEF) bepaald ten opzichte van de meest giftige dioxine (= 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine). Deze verbinding heeft de factor 1,000 gekregen. Alle andere bedoelde verbindingen hebben dus een lagere factor. Door nu voor elke gechloreerde dioxine, furan en dioxine-achtige PCB het individuele gehalte in een monster te bepalen en deze te vermenigvuldigen met de corresponderende TEF-waarde, is het mogelijk om al die gehalten bij elkaar op te tellen en dus te volstaan met één gehalte, uitgedrukt in zogenaamde dioxine equivalenten (TEQ). Op deze wijze kunnen de gehalten van dioxines en dioxine-achtige PCBs bij elkaar opgeteld worden. In het onderhavige rapport zal indien mogelijk het TEQ-gehalte worden weergegeven op basis van de som van de dioxines en dioxine-achtige PCBs. Dit is echter niet altijd uitvoerbaar omdat in het verleden de gehalten aan dioxine-achtige PCBs veelal niet werden bepaald.

De afgelopen jaren zijn de TEF-waarden voor de individuele verbindingen verscheidene malen aangepast aan de nieuwste wetenschappelijk inzichten. Dit heeft geresulteerd in meerdere sets van TEF-waarden. De TEF-waarden die momenteel gebruikt worden zijn de WHO-TEF's voor mens en zoogdier (Van der Berg et al., 1998). In veel oude literatuur worden de i-TEF waarden (NATO/CCMS, 1988) voor dioxines, en voor PCBs de TEF-waarden van Ahlborg et al. (1994) gebruikt, zie tekstkader. Omdat de ruwe data in veel publicaties veelal niet gerapporteerd zijn, is het niet mogelijk om alle TEQ-gehalten te berekend met de WHO-TEF waarden. Om na te gaan hoe groot de fout zou zijn bij gebruik van verschillende TEF-systemen naast elkaar zijn voor een aantal sediment- (n=20) en vismonsters (n=63) de TEQ-gehalten berekend met de oude TEF-waarden (i-TEF en Ahlborg et al. (1994) TEF's) en de nieuwe WHO-TEF waarden. Deze exercitie liet zien dat voor dioxines de TEQ-gehalten berekend met de WHO-TEF-waarden gemiddeld 6% hoger zijn dan met de oude i-TEF-waarden. Voor PCBs was het verschil in TEQ-gehalte marginaal; gemiddelde 3% lager berekend met de WHO-waarden.

Naast de WHO-TEF waarden voor de mens en zoogdieren zijn er aparte TEF-waarden voor vogels en vissen vastgesteld (van den Berg et al., 1998). Deze waarden worden in dit rapport niet gebruikt maar zijn ter informatie weergegeven in bijlage 1.

Recente TEF-waarden vastgesteld door de WHO (van den Berg et al., 1998) voor de mens en zoogdieren (vetgedrukt) en ter illustratie de oude TEF-waarden voor dioxines en dioxine-achtige PCBs (NATO/CCMS en Ahlborg et al., 1994).

Dioxines en Furanen	WHO-TEF	i-TEF
	(Van den Berg et al., 1998)	(NATO/CCMS, 1988)
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01
OCDD	0,0001	0,001
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,05
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01
OCDF	0,0001	0,0001
PCBs	WHO-TEF	TEF
	(Van den Berg et al., 1998)	(Ahlborg et al., 1994)
<i>Non-ortho PCBs</i>		
3,3',4,4'-TCB (77)	0,0001	0,0005
3,4,4',5'-TCB (CB 81)	0,0001	-
3,3',4,4',5'-PeCB (CB 126)	0,1	0,1
3,3',4,4',5,5'-HxCB (CB 169)	0,01	0,01
<i>Mono-ortho PCBs</i>		
2,3,3',4,4'-PeCB (CB 105)	0,0001	0,0001
2,3,4,4',5'-PeCB (CB 114)	0,0005	
2,3',4,4',5'-PeCB (CB 118)	0,0001	0,0001
2',3,4,4',5'-PeCB (CB 123)	0,0001	
2,3,3',4,4',5'-HxCB (CB 156)	0,0005	0,0005
2,3,3',4,4',5'-HxCB (CB 157)	0,0005	
2,3',4,4',5,5'-HxCB (CB 167)	0,00001	
2,3,3',4,4',5,5'-PhCB (CB 189)	0,0001	

1.3 Doel

In het rapport wordt een inventarisatie gepresenteerd van maatregelen en gemeten effecten van deze maatregelen op emissies van dioxines in Nederland en mogelijke trends van dioxine concentraties in water, sediment en aquatische organismen.

Het rapport bevat een beschrijving van mogelijke toxicologische effecten van dioxines in relatie tot de functie van het water (recreatie, industrie, natuur, etc.).

Uiteindelijk wordt er een risicoevaluatie gegeven van lokale gebieden in relatie tot de functie van het water, waarbij aandacht wordt besteed aan verschillende beoordelingscriteria op het gebied van humane-, ecotoxicologische en verspreidingsrisico's. Hierbij zal niet voor elk water een uitspraak worden gedaan, maar zullen de functionele kwaliteitsgrenzen worden benoemd, zodat lokale beheerders zelf conclusies kunnen trekken.

Leeswijzer

In het rapport worden de verschillende bronnen van dioxines in Nederland aangegeven waarbij de nadruk op het aquatische milieu ligt (hoofdstuk 2). Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 de verspreiding van dioxines en dioxine-achtige PCBs in Nederland besproken waarbij aandacht wordt geschonken aan de

achtergrondgehalten, hot spots en trends. In hoofdstuk 4 zal worden ingegaan op de normstelling waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen humane en ecotoxicologische normen voor dioxines en PCBs. Aan de hand van deze normstelling wordt in hoofdstuk 5 een risicoevaluatie gemaakt van dioxines in humane voeding (alleen de aquatische voedingsroute) en de ecotoxicologische risico's voor aquatische toppredatoren. Hierbij worden humane en ecotoxicologische functionele kwaliteitsgrenzen weergegeven. Het rapport wordt afgesloten met conclusies en aanbevelingen voor nader onderzoek.

2. Bronnen

Bronnen van dioxinen op het oppervlaktewater worden gevormd door directe lozingen van verbrandingsprocessen (waaronder AVI's en kabelbranderijen), papier- en chloorindustrie en door atmosferische depositie. Afhankelijk van de bron verschilt het spectrum geloosde dioxine congenere. Aan de hand van de gevonden fingerprint kan dus de lozingsbron worden herleid. Zo bestaat een lozing als gevolg van verbrandingsprocessen voor een groot deel uit dioxine en met name uit OCDD, terwijl een lozing afkomstig van de PVC productie voornamelijk uit PCDF bestaat. Verschillende rivieren vertonen een karakteristieke en vrij konstante fingerprint, alhoewel de gevonden ratio PCDD/PCDF niet erg uitgesproken is.

2.1 Afvalverbranding

Door AVI's werd tot aan de saneringsmaatregelen die volgens het beginsel van de best bestaande techniek begin 90er jaren in de bedrijfsvoering werden doorgevoerd, ongeveer 1 gram TEQ per jaar direct op het oppervlaktewater geloosd, inclusief dioxine-achtige PCBs. Na de maatregelen is dit gedaald tot 0,07 gram TEQ per jaar (Stam, 1998). Verwacht wordt dat in het jaar 2000 dit tot minder dan 0,01 gram TEQ per jaar is verminderd (Schoonenboom et al., 1996). De emissies van dioxinen door de verbranding van chemisch afval vormen een belangrijker bron. Geschat wordt een emissie van 0,5-1 gram TEQ per jaar direct naar het oppervlaktewater, inclusief dioxine-achtige PCBs (Schoonenboom et al., 1996). Als gevolg van een stijging van de hoeveelheid verwerkt chemisch afval en de verwachting dat meer bedrijven hun eigen gevaarlijk afval gaan verbranden, wordt vanuit deze bron een lozing van 0,6-1,8 gram TEQ per jaar geschat voor het jaar 2000.

2.2 Chemische industrie

Parallel met de enorme groei van de industrie werd vooral na de Tweede Wereldoorlog dioxine in het milieu geloosd. Waarschijnlijk waren de lozingen in de zestiger en zeventiger jaren het hoogst. In 1983/1985 en in 1990 werd door de Nederlandse industrie 2,5-4 gram TEQ per jaar direct op het oppervlaktewater geloosd (exclusief PCBs). Hiervan nam Shell in '90/'91 1 gram voor zijn rekening (Bijstra, 1995). Voor de periode 1991-1996 worden directe industriële lozingen op 0,25 gram TEQ per jaar geschat, inclusief dioxine-achtige PCBs (Stam, 1998), maar aangevuld met diffuse lozingen op het oppervlaktewater komt dit toch weer op 3 gram TEQ per jaar (Evers et al., 1996). In het bovenstroomse deel van de Rijn loosden Hoechst, Griesheim, Solvay Werke en Rheinberg ieder ongeveer 4,5 gram TEQ, exclusief PCBs in 1988 (Schoonenboom et al., 1996). Onbekend is hoeveel dat nu is, maar gezien de Europese richtlijnen en de geconstateerde afname van de dioxine concentraties in het zwevend slib (Evers et al., 1996), mag verwacht worden dat deze hoeveelheden zijn verminderd.

2.3 Atmosferische depositie

Het meten van de atmosferische depositie van dioxinen is uitermate complex. Het RIVM heeft met behulp van emissiegegevens naar lucht en een depositiemodel wel berekeningen gedaan naar depositie (Schutter en Jaarsveld, 1993). Deze berekeningen bevatten, zeker waar het gaat om de inschatting van depositie vanuit het buitenland, een grote mate van onzekerheid. Berekend is dat de hoeveelheid atmosferische TEQ depositie, exclusief PCBs, op het totale oppervlak van Nederland, inclusief land, voor de emissie-beperkende maatregelen in AVI's 450-500 gram TEQ per jaar bedroeg. In 1990 was dit gedaald tot 300 gram TEQ per jaar en voor 2000 werd een depositie van 150 gram TEQ voorzien. Belangrijkste factoren daarin zijn dat de emissies van vuilverbranding naar de atmosfeer sterk zijn gedaald, de meeste kabelbranderijen zijn gesloten en een betere schattingen van de dioxinen emissies van PCP behandeld hout konden worden gemaakt (Bremmer et al., 1993). De emissies daalde van 960 gram TEQ in 1989 naar 450-500 gram TEQ in 1991. Verwacht werd dat deze emissies in 2000 verder gereduceerd waren tot 30-82 gram TEQ per jaar (de Koning et al., 2004). De milieubalans rapporten van het RIVM 2003 en 2004 geven geen dioxinen emissie gegevens meer omdat de emissie reducties van de afgelopen jaren goed hebben gewerkt (RIVM, 2002).

In 2000 is meer dan 90% van de atmosferische dioxine depositie van buitenlandse origine, voor meer dan de helft afkomstig vanuit België. Van de totale depositie kwam in 1994 15 gram TEQ direct in het oppervlaktewater terecht, inclusief dioxine-achtige PCBs (Evers et al., 1996). Depositie op de gehele Noordzee

bedroeg in 1992 0,1-2,5 kg PCDD/PCDF per jaar, hiervan was 0,25-43 gram afkomstig van scheepsmotoren (Wulffraat en Evers, 1993). Het transport via de lucht lijkt voor dioxinen toch vrij beperkt (Liem, 1997). De TEQ depositie per vierkante meter op de Noordzee bedroeg in 1989 10% van die op Nederland (Jaarsveld en Schutter, 1992).

2.4 Grote rivieren

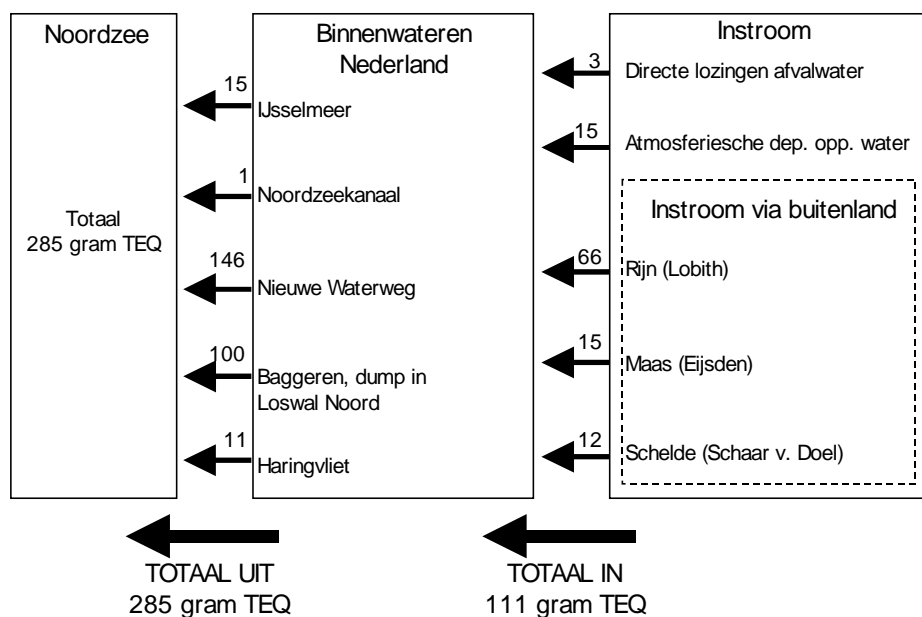
Dioxinen zijn sterk hydrofoob en zijn hierdoor voornamelijk gebonden aan deeltjes in het sediment en zwevend slib in aquatische systemen. Op deze wijze kunnen aquatische systemen aanzienlijke verspreidingsbronnen (rivieren) dan wel opslagplaatsen (meren en sedimentatiegebieden) voor dioxinen zijn. De meest recente monstercampagne naar het voorkomen van dioxinen in sedimenten en zwevend slib van Rijkswateren is uitgevoerd in 1994 in het kader van de WaterSysteemVerkenningen (WSV) (Evers et al., 1996). De WSV gegevens voor 1994 kunnen worden vergeleken met eerdere gegevens uit de periode 1985-1987, 1992 en met gehalten in sediment cores (Evers et al., 1988, 1993; Beurskens et al., 1993; Turkstra en Pols, 1987). Met de WSV gegevens kan een schatting van de totale vracht aan dioxinen en PCBs die Nederland binnenkomt via de rivieren en naar de Nederlandse binnenwateren stroomt worden vastgesteld. Tevens kan een schatting van de vracht aan dioxinen die via de Nederlandse binnenwateren naar de Noordzee stroomt worden berekend. Voor een overzicht van de instroom en uitstroom vrachten van dioxinen in Nederland wordt verwezen naar figuur 1. Hieronder wordt in meer detail de vrachten toegelicht.

Instroom naar binnenwateren

Door de Rijn werd 60-70 gram TEQ per jaar in 1994, inclusief 20% dioxine-achtige PCBs bij Lobith aangevoerd, wat gelijk is aan de vracht in 1984, exclusief PCBs (Evers, 1996, Turkstra en Pols, 1987). Dit zou een reductie van 20% TEQ per jaar in de periode 1984-1994 betekenen. Opvallend is dat de relatieve bijdrage van OCDD en OCDF in de Rijn erg zijn toegenomen in 1994. De Schelde en de Maas hadden in 1994 een vracht van respectievelijk 12 en 15 gram TEQ, inclusief dioxine-achtige PCBs. Hiermee was de vracht van de Maas hoger dan in 1984: 5-10 gram TEQ per jaar, exclusief PCBs (Turkstra en Pols, 1987). Uit vergelijking met sediment cores uit 1990 uit het sedimentatiegebied Ketelmeer, blijkt dat in vergelijking met midden jaren '70 de TEQ vrachten met 70-80% zijn afgenomen (Beurskens et al., 1993).

Uitstroom naar Noordzee

De vracht die via de Nieuwe Waterweg bij Maassluis in zee stroomt is ruim 2 maal zo groot als de vracht die bij Lobith binnenkomt: 146 gram tegen 66 gram TEQ in 1994 (Evers et al., 1996). Hierbij moet nog ongeveer 100 gram TEQ worden opgeteld die met de baggerspecie vanuit de Rotterdamse haven op de Loswal Noord wordt gestort. Aan de hand van de overeenkomsten van de gevonden dioxine fingerprint in het zwevend stof van de Nieuwe Waterweg en die van sedimentatiegebieden in de Rijn kan worden gesteld dat de extra hoeveelheid TEQ waarschijnlijk afkomstig is van resuspensie van oudere sedimentlagen in het Rijnstroomgebied (Evers et al., 1988; Beurskens et al., 1992). In totaal kwam in 1994 vanuit het Nederlandse binnenwater 285 gram TEQ, inclusief dioxine-achtige PCBs, in de Noordzee terecht (figuur 1).



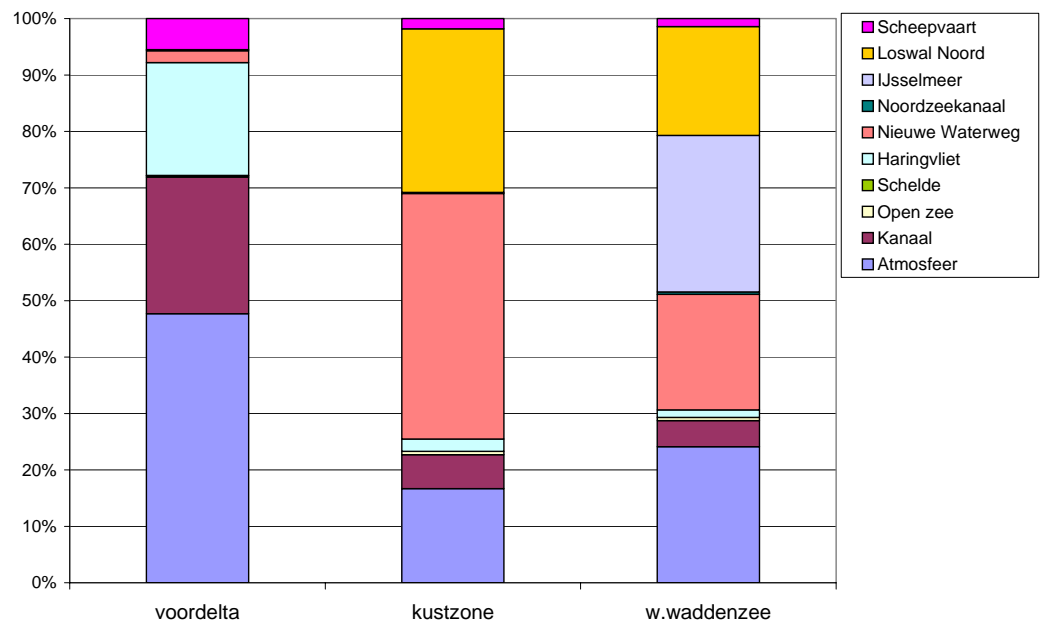
Figuur 1. Stroomdiagram van de bronnen (in grammen per jaar) voor 1994 van dioxinen en dioxine-achtige PCBs in het Nederlandse oppervlaktewater (Evers et al., 1996; Liem et al., 1993).

2.5 Aandeel bronnen Noordzee

Zoals in paragraaf 2.1 - 2.4 is geschetst verloopt de belasting van de Noordzee en Waddenzee met verontreinigingen langs verschillende routes: rivierafvoer, verspreiding van baggerspecie, aanvoer via instromende randen (Kanaal en Atlantische rand), atmosferische depositie en emissies vanuit de scheepvaart. Directe lozingen van RWZI's, de offshore en andere industriële activiteiten op de Noordzee zijn bij de berekeningen niet meegenomen vanwege hun relatief geringe omvang.

Aan de hand van input gegevens in de Noordzee (Wulfraat en Evers, 1996) is met behulp van een model (KSENOS-TOX instrumentarium, Boon (1996)) berekend wat de belangrijkste bronnen zijn van dioxinen in drie verschillende gebieden van de Noordzee: de Voordelta, de Kustzone en de westelijke Waddenzee (zie figuur 2). KSENOS-TOX is het verbeterde model binnen het MANS/Delwaq-instrumentarium (Management Analysis North Sea) voor de verspreiding van toxische stoffen [WL, 1995]. Hierbij is gekozen voor de steady-state versie van het KSENOS-TOX model, waarbij de evenwichtstoestand van de gemodelleerde concentraties wordt berekend, op basis van jaargemiddelde invoergegevens. Het voordeel van deze steady-state versie ten opzichte van de dynamische versie is dat, naast de korte rekentijden, de bijdragen van de emissiebronnen aan de concentratie-opbouw in de verschillende zones van de Noordzee direct beschikbaar zijn. Het is echter niet mogelijk om bij steady-state berekeningen rekening te houden met seizoensafhankelijke vrachten of kinetische processen zoals afbraak en desorptie van verontreinigingen.

Voor 1994 is deze berekening uitgevoerd voor 2,3,7,8-PCDF, die representatief wordt geacht voor de groep van dioxinen. Het TEQ aandeel 2,3,7,8-PCDF binnen de groep van dioxine congenen is redelijk constant tussen 20-25% (Evers et al., 1996).



Figuur 2. Aandeel van de verschillende bronnen (in percentages) van 2,3,7,8-PCDF in het oppervlakesediment van de Voordelta voor 1994 berekend met een model. Data van Evers et al. (1996).

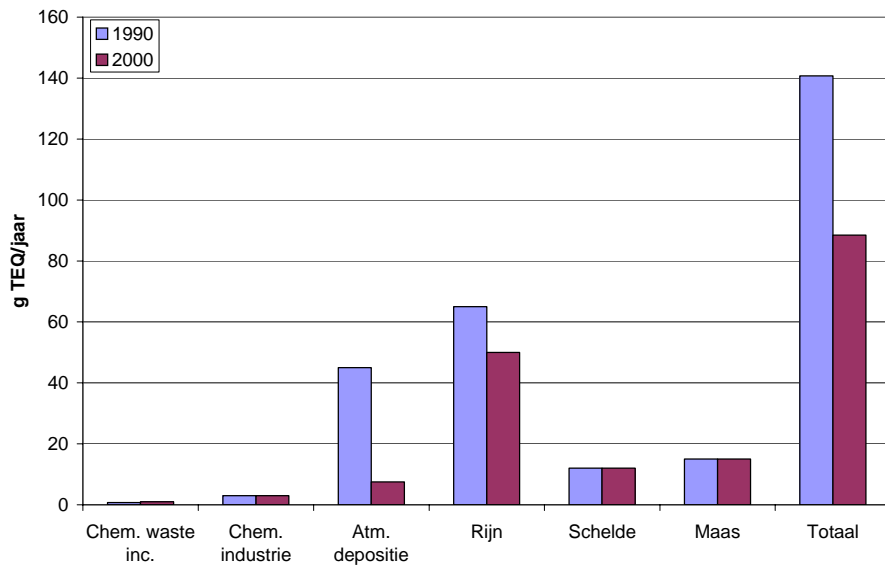
Uit de percentages in figuur 2 valt op te maken dat voor de Voordelta de atmosfeer de belangrijkste bron vormt, terwijl dat in de Kustzone, via de Nieuwe Waterweg en de dumping van baggerslib uit de Rotterdamse haven, de Rijn is. Voor de westelijke Waddenzee zijn de bronnen meer verdeeld en speelt het IJsselmeer ook een belangrijke rol. Verder blijkt dat zelfs voor de Voordelta de aanvoer vanuit de Schelde slechts een zeer marginale rol speelt, terwijl de invloed van het Engelse Kanaal wel duidelijk merkbaar is.

2.6 Samenvatting bronnen

Door de uitvoering van effectgerichte maatregelen is de hoeveelheid TEQs die in Nederland in het oppervlaktewater terechtkomt voor de periode 1990 – 2000 duidelijk gedaald (figuur 3). Zowel vanuit de industrie, als direct en indirect vanuit afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) is de uitstoot van dioxinen met factoren afgenomen. Op dit moment bedragen deze bronnen nog slechts 1% van de totale dioxine belasting in Nederland. In 2000 zal 90% van dioxinen die via atmosferische depositie in Nederland terechtkomen uit het buitenland afkomstig zijn. De emissiebron is daarmee moeilijk direct door nationale overheidsmaatregelen te beïnvloeden. De reducties, die behaald zijn bij de verbranding van chemisch afval en de directe emissies vanuit de chemische industrie, van 3,5 naar 1,5 gram TEQ per jaar in de periode 1985-1995 zullen naar verwachting gecompenseerd worden door het toegenomen productievolume van de industrie.

De hoeveelheid dioxinen die via de Rijn vanuit Duitsland ons land binnenkomt, is sinds de jaren zeventig sterk gereduceerd. De voortgaande afname met 15%-20% tussen 1984 en 1994 lijkt in de volgende decade voortgezet te worden. De aanvoer via de Maas en de Schelde is min of meer constant gebleven in de periode 1990 tot 2000. Dat de gehalten in de Westerschelde en de Maas niet zo sterk (pas later) zijn afgenomen als de Rijn is niet uniek. Dit beeld wordt voor de meeste hydrofobe verontreinigingen gevonden (Jaarrapportages van Rijkswaterstaat). Het verschil tussen de gebieden wordt veroorzaakt doordat emissiebeperkende maatregelen in het stroomgebied van de Rijn eerder in gang gezet dan voor de andere gebieden, zie ook § 3.3 Trends.

Geconcludeerd kan worden dat resuspensie en nalevering van gecontamineerde sedimenten in het Rijnstroomgebied inmiddels verreweg de grootste bron van dioxinen is gaan vormen. De hoeveelheid TEQ dat afkomstig uit deze bronnen in de Noordzee terechtkomt, is 2 à 3 maal groter dan die van de Rijn bij Lobith en bedraagt 10 tot 100 keer de uitstoot vanuit industrie en AVI's.

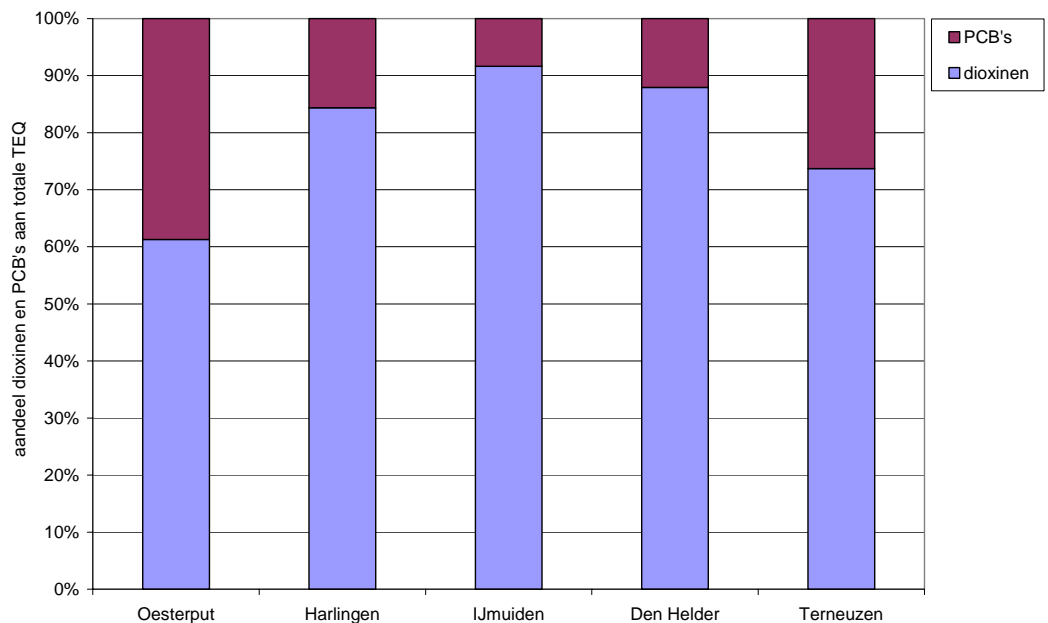


Figuur 3. Verwachte emissiereducties van dioxinen in Nederland tussen 1990 en 2000. Emissies voor 1990 zijn voornamelijk gebaseerd op meetgegevens en via model berekening geaggregeerd tot één getal. Voor 2000 is het effect van toen bekende maatregelen doorgerekend met beschikbare modellen (Evers et al., 1996b).

3. Verspreiding

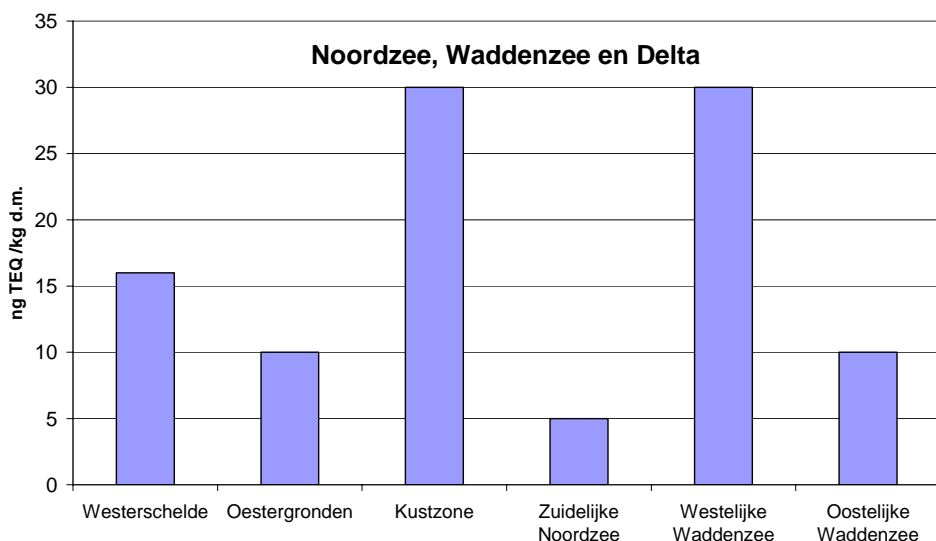
3.1 Achtergrondgehalten

Doel van het Nederlandse milieubeleid is om op de langere termijn tot een verwaarloosbaar risiconivo van contaminanten te komen. Voor dioxinen is dit verwaarloosbaar risico nog niet vastgesteld, maar behalve van een ecotoxicologisch vastgestelde waarde kan ook uitgegaan worden van het natuurlijk achtergrondnivo. Niet duidelijk is of er van een natuurlijk achtergrond gehalte aan dioxine uit kan worden gegaan, bijvoorbeeld afkomstig van bosbranden etcetera. In de sedimentlaag uit 1945 in het Ketelmeer werd minder dan 10 ng/kg TCDD gevonden (Beurskens en v.d. Guchte, 1993). In boorkernen van voor 1900 uit zowel de Verenigde Staten, Europa en Japan, worden gehalten van 10-100 ng/kg totaal dioxinen gevonden (Alcock 1996). Het relatief onvervulde sediment van het Zandmeer in de Oude Venen bevat 1,5 ng/kg TEQ droge stof voor dioxine-achtige PCBs (Leonards, 1997). Van sediment is bekend dat dioxine-achtige PCBs ongeveer 10-40% bijdragen aan de TEQ en de overige 60-90% van de TEQ afkomstig zijn van de dioxinen (figuur 4).



Figuur 4: Bijdrage dioxinen en dioxine-achtige PCBs aan totaal TEQ-gehalten in sedimenten bemonsterd in 2000 (Stronkhorst et al., 2002).

Langs de Nederlandse kust en in de Westelijke Waddenzee bedragen in 1990 de gehalten ongeveer 30 ng/kg TEQ, oostelijker op de Waddenzee en voor de noordelijke kust en de Oestergronden 10-15 ng/kg TEQ en op de Zuidelijke Noordzee 5 ng/kg TEQ (Evers, 1993), zie figuur 5. Op de Noordelijke Noordzee is het gehalte een factor 500-1000 lager (Oehme, 1993). De meest recente gegevens uit 2000 tonen aan dat het gehalte in het relatief onvervulde sediment van de Oesterput 1,0 ng/kg TEQ bedraagt voor de som van dioxinen en dioxine-achtige PCBs (Stonkhorst et al., 2002).



Figuur 5: Concentraties dioxinen in sediment (<16 µm fractie) in het Nederlands kustgebied in 1990 (Evers et al. 1993).

3.2 Hot spots

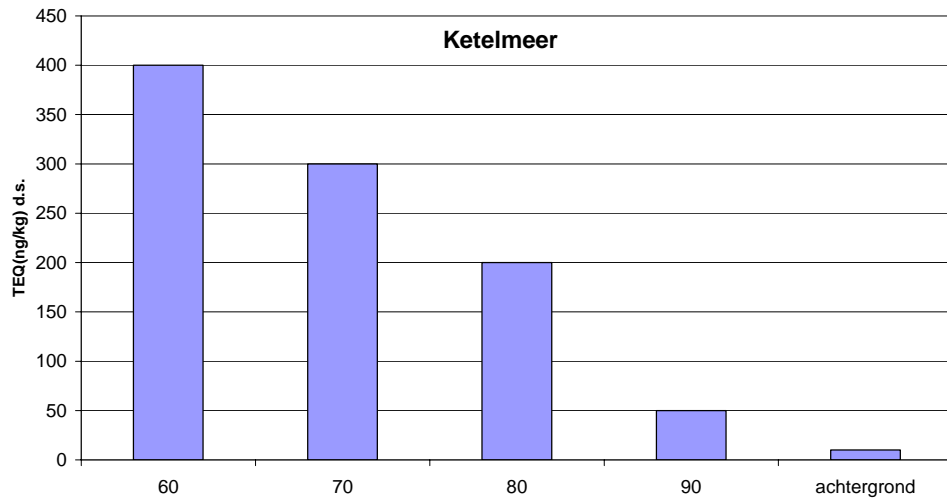
In Nederland zijn een paar vervuilde waterbodems, met name in havens, waar de gehalten dioxinen veel hoger zijn dan in de rest van het land. Volgens een inventarisatie uitgevoerd in 1984 bevat het sediment van de Chemiehaven en de Laurens haven meer dan de indicatieve interventiewaarde van 1000 ng/kg TEQ (Anom., 1998). De Chemiehaven is ondertussen gesaneerd. In 2000 werd een gehalte in de Chemiehaven aangetroffen van 16-46 ng TEQ/kg ds (Stronkhorst et al., 2002). De sedimenten bemonsterd in 1984 van de 1ste Petroleumhaven, Nieuwe Merwede, uiterwaarden bij Lobith, Haringvliet, delen Noordzeekanaal, IJmeerput, Hollandse IJssel en het Apeldoornskanaal bevatten meer dan 100 ng/kg TEQ (Turkstra en Pols, 1987). Deze relatief hoge gehalten zijn een erfenis uit het verleden die door huidige sedimentlagen met een veel lagere concentratie worden bedekt. In het Noordzeekanaal werd in 2000 een veel lager gehalte, 18 ng TEQ/kg ds, dan in 1984 aangetroffen (Stronkhorst et al., 2002). Uit berekeningen met een model (Delwaq) met lozingscijfers uit 1993 en metingen in 1990 blijkt dat met name de Westerschelde hoge dioxine concentraties in het sediment heeft: 100 ng/kg TEQ. Veldonderzoek zou moeten aantonen of deze berekeningen juist zijn. In 2005 zal een eenmalige survey naar dioxinen en PCBs in de Westerschelde door het RIKZ in opdracht van RWS Directie Zeeland worden uitgevoerd waarbij aandacht wordt besteed aan het ruimtelijk voorkomen van dioxinen en PCB in sediment (Schaar van Oude Doelen, Hansweert, Terneuzen, Vlissingen, Wielingen) en worden een benthische en pelagische voedselketen onderzocht. Daarnaast worden organismen geanalyseerd voor de voedselveiligheid.

3.3 Trends

Sediment

Uit onderzoek van een aantal boorkernen uit het Ketelmeer (figuur 6) en de Nieuwe Merwede is duidelijk geworden dat de dioxine gehalten van sedimenten die nu gevormd worden lager zijn dan die in de zestiger en zeventiger jaren (Beurkens et al., 1993). In het Ketelmeer bedraagt het TEQ gehalte van sediment uit de 60er jaren meer dan 400 ng/kg, in sedimenten uit de 80er jaren is dit gezakt naar minder dan 300 ng/kg. In 1984

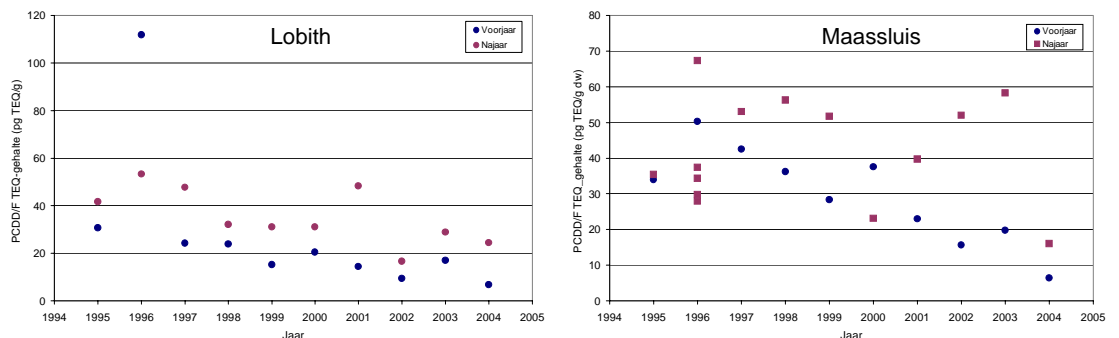
lagen de gehalten in de rivieren en ook



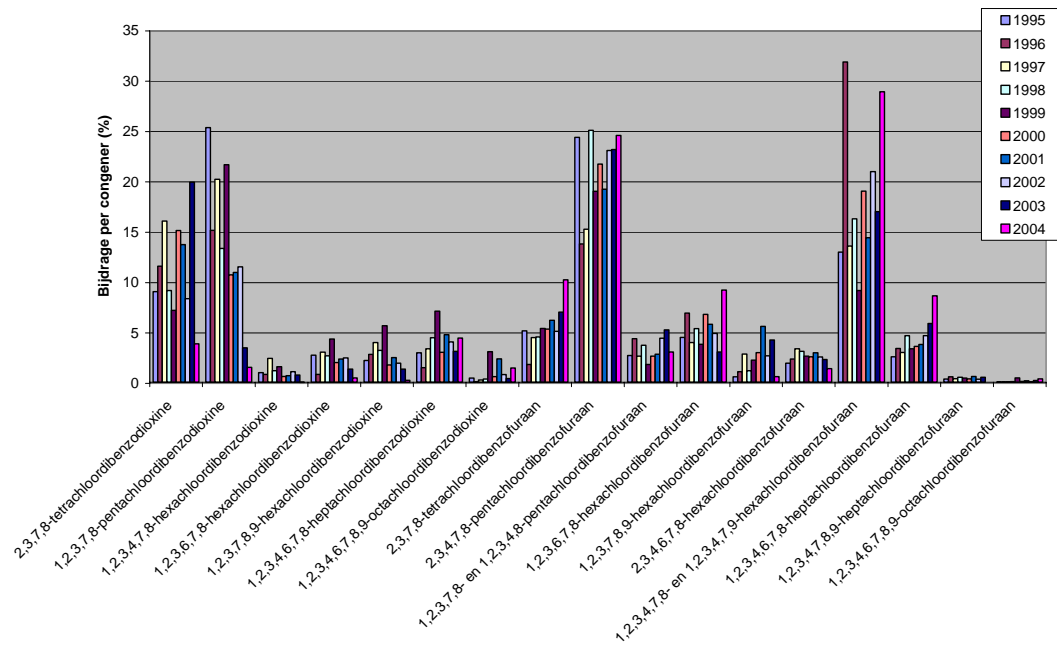
Figuur 6: Afnemende concentraties dioxinen in sedimentlagen van het Ketelmeer, tussen 1960 en 1990. Achtergrondconcentraties zijn gevonden in sedimentlagen van voor 1945 (Beurskens en v.d. Guchte, 1993).

in de meeste andere rijkswateren op 100-200 ng/kg TEQ. De gehalten in zwevend stof in het begin van de 90-er jaren in de Rijn liggen tussen 50-60 ng/kg TEQ (Evers 1993; WSV, 1996). De zwevend stof gehalten in de Maas en de Schelde bedroegen in 1990 15-20 ng/kg TEQ (WSV, 1996).

In het kader van de IRC wordt sinds 1995 dioxinen onderzoek in zwevend stof te Lobith en Maassluis door het RIZA uitgevoerd. Bemonstering van het zwevend stof vindt plaats in het voor- en najaar. Opvallend is dat voor beide locaties de gehalten in het voorjaar overwegend lager zijn dan in het najaar (Figuur 7). De gegevens laten een daling van het dioxinen TEQ-gehalte tussen 1995 en 2004 voor Lobith zien maar voor Maassluis is de daling alleen in het voorjaar waarneembaar (Figuur 7). De najaarsgegevens voor Maassluis laten een sterke fluctuatie in de TEQ-gehalten zien en daarom kan niet gesproken worden over een trend. Verder zijn er in de afgelopen 10 jaar kleine verschuivingen in de bijdrage van de congenen tot het TEQ-gehalte waarneembaar (Figuur 8). Dit is vooral zichtbaar voor een penta-dioxinen congener (1,2,3,7,8-pentaCDD); de bijdrage aan het TEQ-gehalte in 1995 was 25% en in 2004 is dit gedaald tot 2%. Voor een hepta-furan congener (1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF) werd een stijging in de TEQ-bijdrage geconstateerd (3% in 1995 tot 9% in 2004).



Figuur 7: Dioxinen TEQ-gehalten in zwevend stof (pg TEQ/g dw) afkomstig van Lobith en Maassluis (RIZA, Waterstat data).



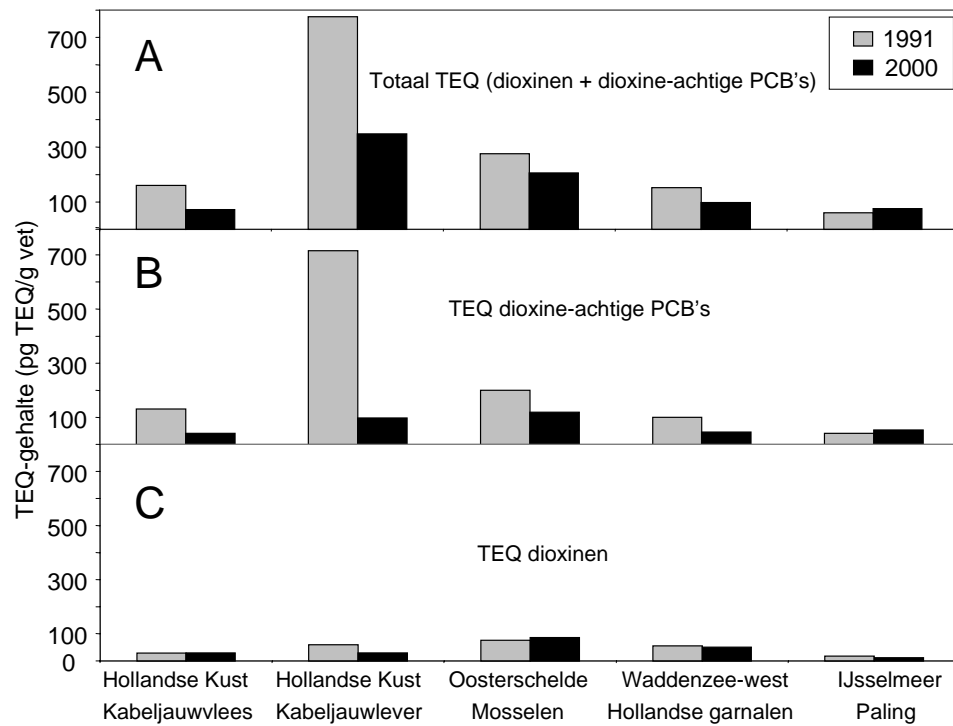
Figuur 8: Individuele dioxine congener bijdrage (%) aan het TEQ-gehalte van zwevend stof voor de voorjaarsgegevens van Lobith.

Vis

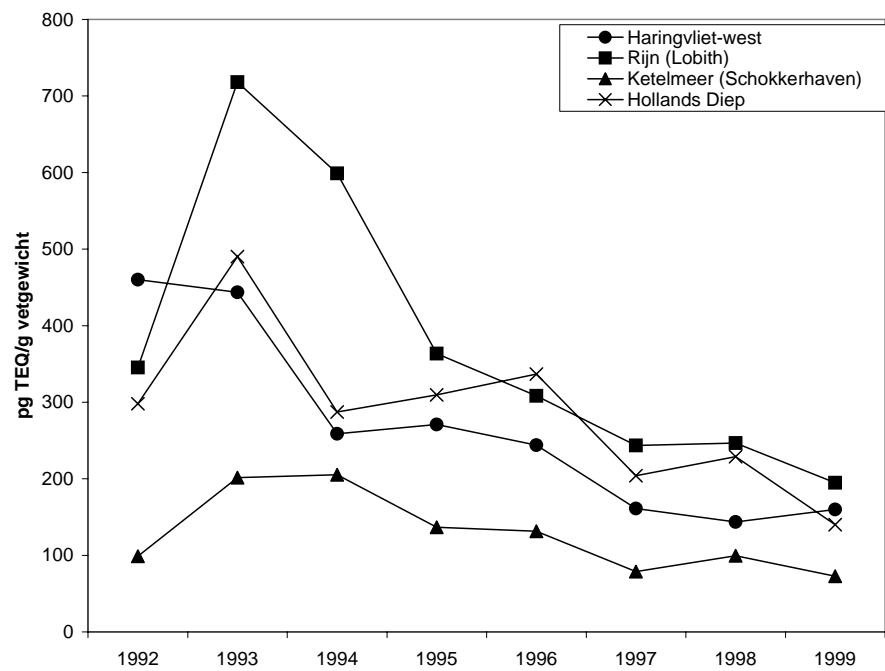
Studies naar de aanwezigheid van dioxinen in vis zijn zeer sporadisch uitgevoerd. In 1991 werd een onderzoek gedaan naar de dioxinen en PCB gehalten in o.a. kabeljauw, mossel, garnalen en aal afkomstig uit de Noordzee, Waddenzee, Oosterschelde en IJsselmeer (o.a. LAC, 1991; Hagel, 1990). In 2000 is een uitgebreide survey naar de gehalten aan PCB en dioxine in een scala aan visserijproducten, voornamelijk zoutwatervis, die door de Nederlandse consument wordt gegeten uitgevoerd (Leonards et al., 2000). Aanvullend op dit onderzoek werd in aal afkomstig van een groot aantal Nederlandse binnenwateren PCBs en dioxinen bepaald (Leeuwen et al., 2002).

Ondanks de zeer beperkte set aan dioxinen gegevens over een langere periode voor vis kan een eerste indruk worden verkregen van een mogelijke trend in dioxine- en dioxine-achtige PCB-gehalten. In figuur 9 worden respectievelijk de TEQ-gehalten voor de som van dioxinen en PCBs (fig. 9a) en afzonderlijk voor PCBs (fig. 9b) en dioxinen (fig. 9c) voor kabeljauwvlees, kabeljauwlever, mosselen, garnalen en paling voor de jaren 1991 en 2000 weergegeven. Ondanks de zeer beperkte gegevens lijkt er een afname tussen 1991 en 2000 in het TEQ-gehalten waarneembaar in kabeljauw, mosselen en garnalen. De afname wordt veroorzaakt door een afname van het TEQ-gehalte van de PCBs in de tijd (figuur 9b). In de dioxinen-TEQ-gehalten tussen 1991 en 2000 werden weinig verschillen aangetroffen (figuur 9c). De afname van het PCB-gehalte is in overeenstemming met lange termijn PCB-gegevens (1980 tot 1993) van het RIVO voor kabeljauwlever (de Boer, 1993b). In kabeljauwlever van de zuidelijke Noordzee werd in 1991 een PCB-153 gehalte van ca. 600 ng/g vet gevonden en dat is afgenomen tot 340 ng/g vet in 2000.

Sinds begin jaren '90 wordt een monitorprogramma ten behoeve van de sportvisserij door het RIVO uitgevoerd (Boer et al., 1992, 1993a, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999). In rode aal afkomstig van 23 locaties in het Nederlandse binnenwater, werden PCBs maar geen dioxinen gemeten. Alleen in aal uit Haringvliet-west, Hollands Diep, Ketelmeer (Schokkerhaven) en Rijn (Lobith) werden de gehalten aan dioxine-achtige PCBs bepaald. Voor de overige locaties werd een schatting van het PCB-TEQ gehalte gemaakt aan de hand van een empirisch vastgestelde formule tussen het gehalte aan PCB 153 en de PCB-TEQ-waarde (de Boer et al., 1993b).



Figuur 9: TEQ-gehalten (dioxinen+dioxine-achtige PCBs) in kabeljauwvlees, kabelkauwlever, mosselen, hollandse garnalen en paling bemonsterd in 1991 en 2000 (Hagel, 1990; Leonards et al., 2000)



Figuur 10: TEQ-gehalten (alleen dioxine-achtige PCBs) in aal afkomstig uit Haringvliet-west, Rijn (Lobith), Ketelmeer (Schokkerhaven) en Hollands Diep voor de periode 1992 – 1999 (de Boer et al., 1992, 1993a, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, en 1999).

De trends van dioxine-achtige PCBs in aal voor de periode 1992 – 1999 voor locaties Haringvliet-west, Hollands Diep, Ketelmeer en Rijn zijn weergegeven in figuur 10. Ten opzichte van 1993 zijn de gehalten aan dioxine-achtige PCBs aanzienlijk gedaald in aal, wat overeenkomt met de trend die in de meeste Rijkswateren wordt aangetroffen (Pieters en de Boer, 2001). Voor sommige locaties, bijv. de Maas bij Keizersveer, zijn de gehalten aan PCBs aan wisselingen onderhevig: CB 153, 670 ug/kg in 1997, 530 ug/kg in 1998 en 630 ug/kg in 1999.

4. Normstelling

Het Nederlands milieubeleid bevat ten eerste een brongerichte en daarnaast een effectgerichte aanpak. De uitstoot van stoffen aan de bron wordt zoveel mogelijk beperkt, liever dan dat er in een later stadium maatregelen moeten worden genomen. Het uiteindelijke doel is een nul-emissie. In de effectgericht aanpak worden er milieukwaliteitsnormen vastgesteld om te voorkomen dat mensen of diersoorten schade ondervinden van blootstelling aan gevaarlijke stoffen als gevolg van deze emissies.

4.1 Emissies

In 1993 is de uitstootnorm voor AVI's vastgesteld op 0,1 ng TEQ/m³, exclusief dioxine-achtige PCBs. Deze norm is niet toxicologisch onderbouwd, maar gebaseerd op de best bestaande 'stand der techniek' in 1989 (VROM, 1993). Voor andere dioxinebronnen zijn nog geen emissiestandaards vastgesteld, maar men gaat uit van een maximaal mogelijke reductie. Volgens het 5e EEG actieprogramma moet tussen 1985 en 2000 in Europa 90% reductie van dioxinelozingen worden gehaald (Min. Borst, 1996). In Nederland is het in principe niet toegestaan dioxinen op het oppervlaktewater te lozen, wat gezien de huidige detectielimiet een 0-lozing betekent van 0,1 ng/l per congener. In de praktijk van de huidige Wetverontreiniging Oppervlaktewateren (WVO)-vergunningen blijkt echter altijd uitgegaan te worden van 0,1 ng TEQ/l (Bijstra, 1995).

4.2 Humane normen

Dioxinen en verbindingen die een dioxine-achtige werking hebben worden niet langer als carcinogeen, maar als promotor van tumoren beschouwd (Gezondheidsraad, 1996; Liem, 1997). Daardoor is het mogelijk voor dioxinen een drempelwaarde vast te stellen voor de hoeveelheid stof die zonder schade kan worden ingenomen. Hierop is het concept van de Tolerable Daily Intake (TDI) gebaseerd. Onlangs is in navolging van voorstellen in de WHO, door de Gezondheidsraad voorgesteld de gezondheidkundige advieswaarde voor de mens op 1 pg TEQ/kg lichaamsgewicht per dag inclusief dioxine-achtige PCBs vast te stellen, met name als gevolg van de vastgestelde negatieve effecten bij zuigelingen (Pluim, 1993; Gezondheidsraad, 1996; WHO, 1998).

In 2001 heeft de Scientific Committee on Food (SCF) van de European Commission Dioxins vastgesteld om de toegestane dosis op week basis uit te drukken in plaats van per dag (Tolerable Weekly Intake (TWI)) en een TWI van 14 pg WHO-TEQ per kg lichaamsgewicht per week voor dioxinen en dioxine-achtige PCBs aan te houden (Anom., 2001a). De EU heeft in 2002 normen voor alleen de dioxinen in levensmiddelen en diervoeder vastgesteld (Anom. 2002). In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van de EU-normen die sinds 1 juli 2002 van kracht zijn. De normen worden momenteel geëvalueerd op basis van nieuwe gegevens over dioxinen en dioxine-achtige PCBs; in het bijzonder om de dioxine-achtige PCBs in de normstelling mee te kunnen nemen en tevens om de norm verder te verscherpen. De evaluatie moet voor 31 december 2006 zijn afgerond. Het EU-voorstel gaat uit van drie soorten normen: een *maximum-niveau*, een *actie-niveau*, en een *target-niveau*. Het maximum-niveau geeft het maximale toegestane gehalte aan dioxinen in een product, het actie-niveau moet dienst doen als een 'early warning' systeem, terwijl het target-niveau de streefwaarde voor dioxinen en dioxine-achtige PCBs moet worden. Het target-niveau moet nog worden vastgesteld.

Binnen het kader van dit rapport zijn vooral de normen (tabel 1) voor sediment, melk en vis van belang omdat via verontreinigd slib dioxinen via de koe dan wel via vis de mens kunnen bereiken. In Nederland is momenteel de Warenwetregeling voor dioxinen in melk en melkproducten (maximaal 6 pg WHO-TEQ/g vet) van kracht (Francken et al., 2000, 2001) en de EU normen voor voeding en diervoeder.

Tabel 1: Nederlandse (Francken et al., 2000) en EU-normen (Anom., 2001) voor dioxinen in visserijproducten. Daarnaast is de interventiewaarden voor sediment en bodem opgenomen (Anom., 1998).

Product	Nederlandse norm	EU Maximum nivo vanaf 01-07-2002	EU Actie nivo vanaf 01-07-2002
Melk en melkproducten	6 pg WHO-TEQ/g vet	3 pg WHO-TEQ/g vet	2 pg WHO-TEQ/g vet
Vis en visproducten	-	4 pg WHO-TEQ/g natgewicht	3 pg WHO-TEQ/g natgewicht
Sediment	1000 ng TEQ/kg d.s.	Interventiewaarde, indicatief niveau ernstige verontreiniging	
Bodem	10 ng TEQ/kg d.s.	Interventiewaarde veeteelt, indicatief niveau ernstige verontreiniging	

Er bestaan nog geen wettelijke normen voor het voorkomen van dioxine in sediment. In de regeringsbeslissing Vierde Nota Waterhuishouding (Anom., 1998) is een indicatieve interventiewaarde voor sediment van 1000 ng TEQ/kg droge stof opgenomen. In de gereviseerde Leidraad bodemsanering is er een richtlijn dioxinen van 1 ng TEQ/kg droge stof vastgesteld voor landbouwgronden en 10 ng TEQ/kg droge stof voor grond bedoeld voor melkveehouderij (Anom., 2000). Dit is met name van belang voor uiterwaarden die periodiek droog komen te vallen en voor beweiding worden gebruikt. Voorgesteld is na sanering een maximale concentratie van 50 ng TEQ/kg droge stof te accepteren (Liem, 1995).

Van verschillende kanten zijn indicaties voor humane Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) waarden op basis van totaal TEQ voorgesteld (o.a. BKH, 1991a, 1991b; Eys, 1997). Omdat visconsumptie de meest kritische parameter voor humane blootstelling blijkt te zijn, wordt op basis hiervan een humaan toxicologische advieswaarde van 10 ng TEQ/kg droge stof voorgesteld en een interventiewaarde van 55 ng TEQ/kg droge stof (Beurskens en v.d. Guchte, 1993).

Voor een overzicht van normen in water, bodem en sediment wordt verwezen naar bijlage 3.

4.3 Ecosysteem

Bescherming van het aquatisch ecosysteem voor de effecten van dioxinen en dioxine-achtige PCBs is afhankelijk van het niveau dat de waterbeheerder wilt beschermen. Ecotoxicologische grenswaarden zijn voorgesteld voor het i) aquatisch ecosysteem, ii) waterorganismen, iii) toppredatoren in het algemeen en iv) specifieke aquatische toppredatoren die beschermd dienen te worden. Een overzicht van Nederlandse, Canadese en Amerikaanse grenswaarden zijn in tabel 2 samengevat. Grenswaarden zijn gegeven op basis van sediment-, dieet- en weefselgehalten van toppredatoren. Voor sediment zijn de gehalten uitgedrukt in ng TEQ/kg droge stof (ds) of op basis van standaardbodembodem (SB). Voor het dieet van de toppredatoren zijn de waarden gegeven in ng TEQ/kg natgewicht. Voor een aantal specifieke kernsoorten van het zoute en zoete aquatische systeem zijn grenswaarden afgeleid aan de hand van (semi)-veldstudies en laboratoriumexperimenten. Deze waarden worden gegeven op basis van de gehalten in het weefsel van de toppredator in ng/g vetgewicht. Voor het Nederlandse aquatische ecosysteem worden drie kernsoorten (zeehond, otter en visdief) in meer detail besproken in het onderstaande tekstkader.

De Gezondheidsraad stelt in haar recente advies dat voor wat betreft de ecotoxicologische afleiding van dioxineachtige stoffen er nog te weinig toxicologische onderbouwing voor handen is en daarom wil de raad niet verder gaan dan het geven van een congener-specifieke ecologische advieswaarde voor 2,3,7,8-TCDD in water en sediment: voor waterorganismen respectievelijk 0,0012 ng/liter water en 200 ng/kg droge stof, en voor vogels/zoogdieren 0,0001 ng/liter en 13 ng TCDD/kg droge stof respectievelijk (Gezondheidsraad, 1996). Daarbij is rekening gehouden met accumulatie van de stof in de voedselketen. Op basis van onderzoek aan watervogels (v.d. Berg, 1992; Loone, 1993; Bosveld et al., 1995) wordt in de WSV een MTR van 2,5 ng TEQ/kg droge stof genoemd, rekeninghoudend met doorvergiftiging (Eys, 1997).

Tabel 2: Ecotoxicologische grenswaarden voor dioxinen en/of dioxine-achtige PCBs voor het aquatische ecosysteem, aquatische organismen en toppredatoren. Voor enkele specifieke visetende toppredatoren zijn grenswaarden uitgedrukt op basis van sediment, voedsel en het weefsel van de toppredator weergegeven.

Soort	Land	Sediment veilig niveau ng TEQ/kg ds of SB	Dieet toppredator veilig nivo ng TEQ /kg natgewicht	Weefsel toppredator veilig niveau ng TEQ/g vetgewicht	Ref.
<i>Aquatisch ecosysteem</i>	NL	MTR zie tabel 3			
<i>Aquatisch ecosysteem</i>	NL	13 ng TCDD/kg ds			1
<i>Waterorganismen</i>	NL	200 ng TCDD/kg ds			1
<i>Toppredatoren algemeen</i>					
Vogels en zoogdieren	NL	13 ng TCDD-TEQ/kg ds			1
Laag risico zoogdieren	USA	2,5 ng TEQ/kg ds			2
Hoog risico zoogdieren	USA	25 ng TEQ/kg ds			2
Environmental Quality Guidelines	Canada	1 ng/kg ds	0,71 ng TEQ/kg natgewicht		3
<i>Toppredatoren specifiek</i>					
Zeehond			7,8 ng TEQ /kg natgewicht	0,09 ng TEQ/g vetgewicht	4,5,6
Otter		0,2 ng TEQ/kg ds (SB)	0,7 ng PCB-TEQ /kg natgewicht	2 ng TEQ/g vetgewicht	7,8,9
Visdief		20 ng TEQ/kg ds (SB)	15 ng TEQ /kg natgewicht		10,11

1: Gezondheidsraad 1996; 2: USA-EPA, 1993; 3: Guidelines and Standards Division, Environment Canada; 4: Ross, 1995; 5: De Swart, 1995; 6: Leonards, 1997; 7: Murk et al., 1998; 8: Smit et al., 1996; 9: Traas et al., 2001; 10: Bosveld et al., 1995; 11: Evers et al., 1996. ds: droge stof; SB: standaardbodem

In het kader van het project Integrale Normstelling Stoffen (INS) wordt na een humane- en ecotoxicologische risico-evaluatie MTR- en Verwaarloosbare Risico's (VR) niveaus vastgesteld. Deze waarden moeten ook gevoelige soorten beschermen tegen negatieve effecten en doorvergiftiging. Voor dioxinen is de INS evaluatie nog niet afgerond. Voor een aantal individuele dioxine-achtige PCBs zijn ecotoxicologisch onderbouwde MTR- en VR-waarden afgeleid, tabel 3 (van Wezel et al., 1999). Omdat dioxine-achtige PCB congenen worden geacht via eenzelfde toxicologisch werkingsmechanisme hun effecten te veroorzaken, is daarnaast voor deze congenen een mengsel-MTR afgeleid, rekening houdend met opstapeling en doorvergiftiging in de voedselketen en de congenerpatronen zoals deze voorkomen in verscheidene sedimenten en invertebraten in Nederland. De mengsel-MTR staat voor de toxiciteit van het hele mengsel van dioxine-achtige PCBs. Deze mengsel-MTR is genormeerd op PCB-118 omdat deze congener in monitoringsprogramma's wordt bepaald. De mengsel-MTR voor sediment bedraagt 5 µg/kg organisch koolstof (OC), dit betekent dat wanneer een PCB 118 gehalte in een sedimentmonster lager is dan 5 µg/kg OC het ecosysteem beschermd is tegen de negatieve gevolgen van het mengsel van de dioxine-achtige PCBs (van Wezel et al., 1999).

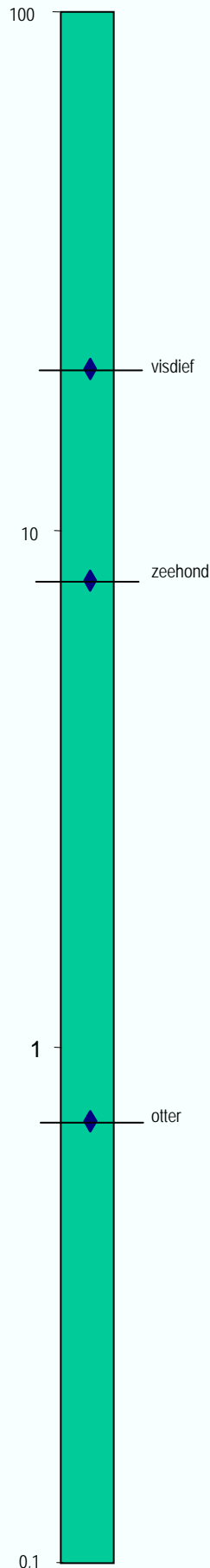
Alhoewel in veel studies MTR-waarden abusievelijk als veilig worden gekenschetst, ligt normaliter het verwaarloosbaar risico, wat de basis vormt voor de streefwaarde, nog een factor 100 onder de MTR. Dit om ook rekening te houden met de mogelijke synergistische werking van mengsel toxiciteit, hetgeen voor dioxinen zeker niet valt uit te sluiten.

Tabel 3: Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR en Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) voor individuele PCB congenere, en voor het mengsel van dioxine-achtige PCBs uitgedrukt als concentratie van CB 118 (Wezel et al., 1999).

PCB	MTR ($\mu\text{g}/\text{kg o.c.}$)	VR ($\mu\text{g}/\text{kg o.c.}$)
CB 77	7,2	0,072
CB 105	26	0,26
CB 118	25	0,25
CB 126	0,042	0,00042
CB 153	151	1,51
CB 156	55	0,55
CB 157	32	0,32
CB 189	0,83	0,0083
Mengsel-MTR vlakke PCBs	5 (conc. van CB 118)	0,05 (conc. van CB 118)

Grenswaarden dioxinen en dioxine-achtige PCBs visetende vogels en zoogdieren

veilige grens dieet
ng TEQ/kg natgew.



Visdief (Sterna hirundo)

Effecten van dioxinen en dioxine-achtige PCBs op natuurlijke populaties van visdiefjes werden onderzocht door van acht verschillende broedkolonies, met een gradiënt in vervuilingsgraad, de eieren te verzamelen en uit te broeden (Bosveld et al., 1995). Effecten op biochemische parameters (vitamine A huishouding) en incubatietijd van de eieren werden aangetroffen (Murk et al., 1994, Bosveld et al., 1995). Daarnaast werd een studie naar de effecten van met PCB gecontamineerd voedsel (dioxine-achtige PCB 126) op het visdiefje onderzocht. De laagst gevonden concentratie waarbij effecten werden waargenomen was 46 ng TEQ/kg dieet (Bosveld et al., 1995). Geen negatieve effecten (NOEC) voor het visdiefje werden waargenomen bij een gehalte van 15 ng TEQ/kg vis (Bosveld et al., 1995). Na omrekening met aannames op het gebied van sorptiegedrag vetpercentage in vis, organisch koolstof in sediment, geen metabolisme in de vis en een veiligheidsfactor van 10, werd een veilige grenswaarde voor sediment berekend van 20 ng/kg TEQ (Evers et al., 1996; Reuber et al., 1998).

Gewone zeehond (Phoca vitulina)

Effecten van dioxinen en aanverwante stoffen op de reproductie van zeehonden is eind jaren '80 aangetoond (Reijnders, 1986; Brouwer et al., 1989). Vrouwelijke zeehonden werden gevoerd met vis afkomstig uit de relatief vervuilde Waddenzee en de minder vervuilde Atlantische Oceaan. De Waddenzeegroep vertoonde een duidelijk lagere reproductiesucces dan de Atlantische Oceaan groep. Tevens waren de vitamine A en schildklierhormoongehalten in het bloed verlaagd, beide markers voor effecten van dioxine-achtige verbindingen. Recent is een studie naar de mogelijke effecten van milieucontaminanten op het afweersysteem van de gewone zeehond uitgevoerd (Ross, 1995; de Swart, 1995). Eén groep zeehonden werd gedurende 2,5 jaar gevoerd met haring uit de sterk vervuilde Oostzee en de andere groep met haring uit de Atlantische Oceaan. De vis was oorspronkelijk bestemd voor humane consumptie. Voor de Oostzeegroep werd een verminderd functioneren van twee typen cellen van het immuunsysteem waargenomen.

Otter (Lutra lutra)

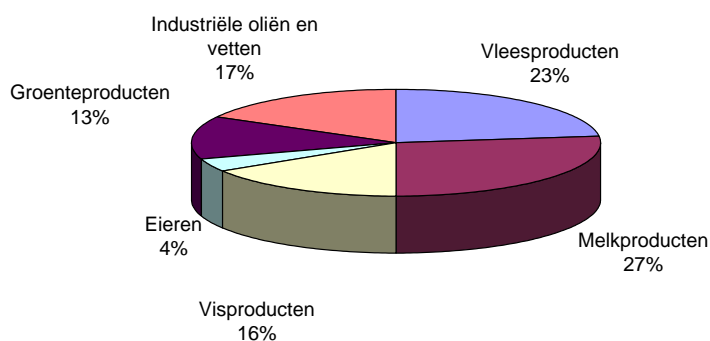
In het project 'Development of otter-based quality objectives for PCBs (DOQOP)' werden grenswaarden voor dioxine-achtige PCBs voor otterhabitats vastgesteld (Smit et al., 1996). De otter is sinds 1988 uitgestorven in Nederland o.a. door factoren als habitatvernietiging, verkeersterfte en de blootstelling aan PCBs. Recent werd de otter in Nederland geherintroduceerd. In het DOQOP project werd een sterke negatieve correlatie aangetroffen tussen het levergebonden vitamine A gehalten en het interne TEQ-gehalte in de lever van otters (Murk et al., 1996). De waargenomen fysiologische effecten blijken samen te vallen met eveneens dosis-afhankelijke patronen in de gezondheid van individuele otters (verhoogde incidentie van ziekten) (Leonards et al., 1997). De op interne-dosis gebaseerde effect-niveaus werden geëxtrapoleerd naar equivalente blootstellingsniveaus in dieet (vis) en sediment, en resulteerden in grenswaarden voor de beoordeling van de geschiktheid van gebieden voor mogelijke herintroductie-experimenten van de otter in Nederland. Het veilige niveau voor otters in het dieet werd vastgesteld op 0,7 ng TEQ/kg vis (Smit et al., 1996). Voor sediment komt dit overeen met een gehalte van 0,2 ng TEQ/kg ds uitgedrukt in standaard sediment (10% organisch stof, 5,7% organisch koolstof).

5. Risicoevaluatie

In dit hoofdstuk wordt een risicoevaluatie van dioxinen en dioxine-achtige PCBs gegeven in relatie tot de functie van het water. Als beoordelingscriteria worden de grenswaarden voor de mens en het aquatische ecosysteem van hoofdstuk 4 genomen. Voor de humane risicoevaluatie zal worden ingegaan op de opname van dioxinen en dioxine-achtige PCBs door de consumptie van visserijproducten. Informatie over het visconsumptiepatroon van de Nederlander en een vergelijking van de aangetroffen dioxine-gehalten in vis en de consumptienorm zal worden gemaakt. Specifiek voor paling zal worden ingegaan op de aangetroffen dioxine-gehalten in kweekpaling en in wilde paling afkomstig uit diverse Nederlandse oppervlaktewateren. Voor het aquatische ecosysteem zal een risicoevaluatie van dioxine-achtige stoffen op ecosysteem niveau als op toppredator niveau voor enkele Nederlandse wateren worden gemaakt.

5.1 Mens

De meest recente dioxinen, PCB en voedselconsumptie gegevens van het RIVM en RIKILT tonen aan dat verreweg de belangrijkste bron van dioxinen en PCBs de mens via het voedsel bereiken; voornamelijk via vlees, melk(producten), groenten en vis, figuur 11 (Baars et al., 2004). Indien alleen naar de aquatische blootstellingsroute wordt gekeken is vastgesteld dat de meest kritische route voor opname van dioxinen bij de mens vanuit de waterbodem via de consumptie van vis verloopt (Beurskens en van de Guchte, 1993). De route waterbodem, uiterwaarden, vee, melk en mens lijkt minder van belang. In de bodem van met dioxine vervuilde uiterwaarden bij Lobith is onderzoek gedaan naar de gehalten in melk van koeien die op deze uiterwaarden grazen (van Wijnen, 1990). De sediment gehalten in de uiterwaarden overschreden de signaleringswaarde van 10 ng TEQ/kg droge stof, maar in deze melk zijn echter geen verhoogde waarden aangetoond (Hendriks et al., 1996). Daarmee lijken de huidige dioxine nivo's in de uiterwaarden geen gevaar te betekenen voor de volksgezondheid, en gezien de afnemende gehalten in het zwevend stof van de rivieren zal dat nog verder verbeteren. Blootstelling via de lucht, drinkwater of het inslikken van sediment is verwaarloosbaar, uitgezonderd misschien bij kleine kinderen die op een vervuilde oever aan het spelen zijn. Deze groep kan een verhoogde blootstelling aan dioxine ondervinden, maar bedacht moet worden dat dit net als met de verhoogde blootstelling van zuigelingen via moedermelk slechts een tijdelijke fase is, terwijl de TDI gebaseerd is op een levenslange blootstelling.



Figuur 11: Bijdrage per voedselcategorie voor de inname van dioxinen en dioxine-achtige PCBs door de Nederlandse populatie in 1999 (Baars et al., 2004).

Voor de gemiddelde Nederlandse consument is de opname van dioxinen en PCBs voor ongeveer 16% afkomstig uit vis (Baars et al., 2004). Echter voor consumenten die minimaal één maal per week vis eten (20% van de bevolking) is de bijdrage ongeveer twee maal zo groot. Dit toont aan dat vis een belangrijke bron voor opname van dioxinen en PCBs vormt. Opname van dioxinen en dioxine-achtige PCBs vanuit dierlijke en plantaardige producten lijkt niet evenredig te verlopen. De opname van dioxinen is gelijk verdeeld over

plantaardige en dierlijke producten, terwijl voor PCBs de innamebronnen voornamelijk afkomstig zijn van dierlijke oorsprong (vlees, melk(producten) en vis) (Baars et al., 2004). De TEQ inname bij de consumptie van vis is voor 70% afkomstig van dioxine-achtige PCBs en 30% afkomstig van dioxinen.

In Nederland kunnen drie categorieën visconsumenten worden onderscheiden:

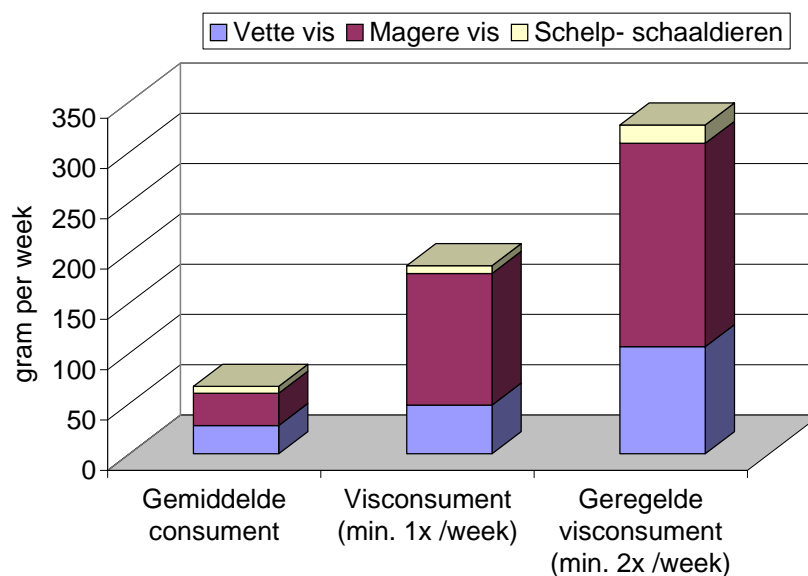
1. De gemiddelde Nederlandse consument; gemiddelde tussen de visconsumenten (60%) en mensen die geen vis consumeren (40%).
2. De visconsument; minimaal één keer per week vis (ongeveer 20% van de bevolking)
3. De geregelde visconsument; minimaal twee maal per week vis (6% van de bevolking)

In figuur 12 wordt voor elk van deze groepen een overzicht gegeven van de gemiddelde dagelijkse visconsumptie in grammen per week voor vette en magere vis en voor schelp- en schaaldieren, voor meer details wordt verwezen naar bijlage 2. Haring, zalm, kabeljauw, koolvis, makreel, schol, paling, tonijn, mosselen en garnalen zijn de meest gegeten visserijproducten in Nederland.

Figuur 12: Visconsumptie door de gemiddelde Nederlander, visconsument en geregelde visconsument.

Voor een risicoevaluatie van dioxinen en dioxine-achtige PCBs vanuit vis is het belangrijk om uit te gaan van de visconsument (60% van de bevolking). Mensen die geen vis eten (40% van de bevolking) nemen ook geen dioxinen op vanuit vis. De risicoevaluatie zal op twee manieren worden benaderd:

- 1) vergelijking van de aangetroffen dioxinegehalten in de meest geconsumeerde vissoorten met de EU-norm, en specifiek voor paling waarbij ingegaan zal worden op lokale gebiedsverschillen in Nederland.

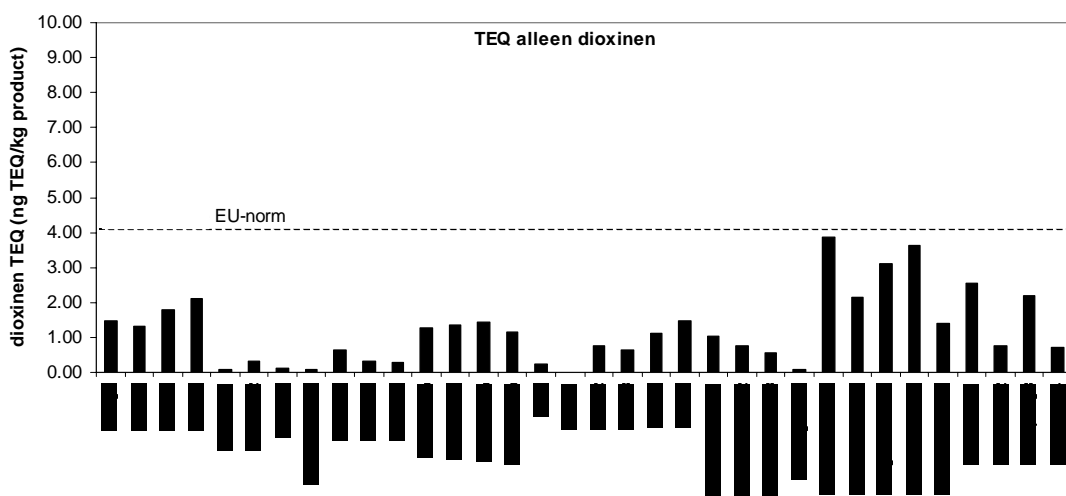


- 2) berekening van de maximale hoeveelheid vis die geconsumeerd mag worden zonder de door de EU TWI van 14 pg TEQ/ kg lichaamsgewicht per week voor dioxinen en dioxine-achtige PCBs te overschrijden, waarbij ook ingegaan zal worden op lokale verschillen in Nederlandse oppervlaktewateren

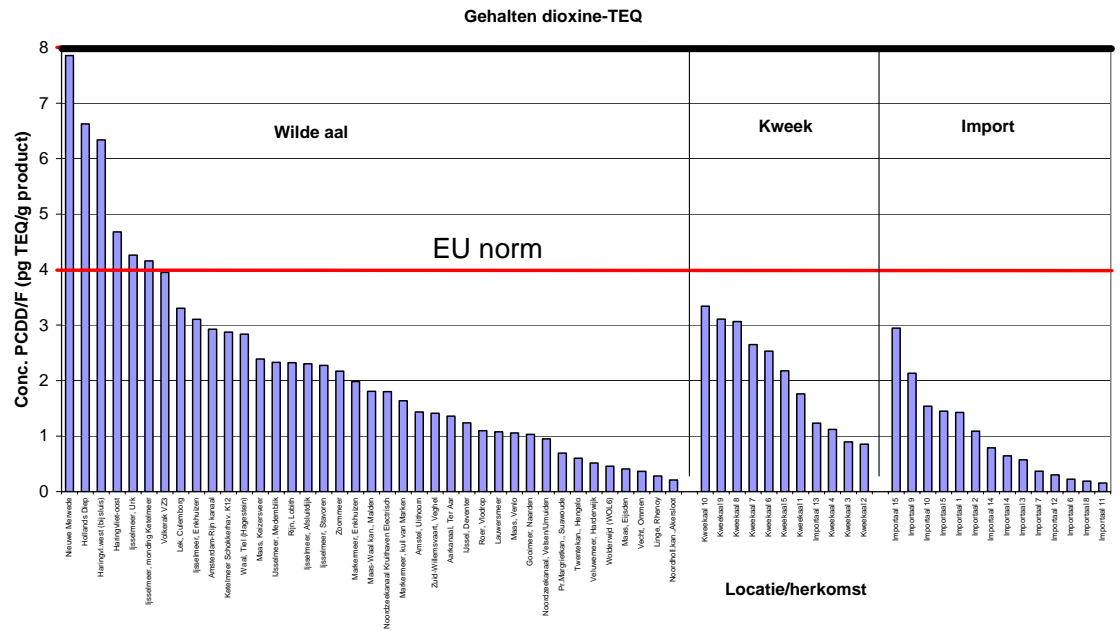
5.1.1 Aangetroffen gehalten in vis en Europese norm

In 2000 is onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van PCBs en dioxinen in diverse visserijproducten (Leonards et al., 2000) en in 2001 specifiek voor paling (van Leeuwen et al., 2001). Resultaten van de gehalten voor alleen de dioxinen in de meest gegeten vissoorten zijn weergegeven in figuur 13 en figuur 14. De hoogste gehalten wordt aangetroffen in vette vissoorten, zoals haring, makreel, zalm en paling. De EU-norm voor visserijproducten van 4 pg TEQ/g product voor alleen de dioxinen wordt voor enkele palingmonsters uit de Rijn en Waal (Hollands Diep, de Nieuwe Merwede, Haringvliet Oost en West, Volkerak) en de monding van het IJsselmeer (Ketelmeer en bij Urk) overschreden. Dit betreft vooral locaties die zich in de monding van

de grote rivieren bevinden en die dienst doen als sedimentatiegebied van rivierslib. Wat betreft de humane risico's moet bedacht worden dat 90% van de geconsumeerde paling in Nederland afkomstig is uit kwekerijen en geïmporteerd wordt en beneden de EU norm ligt. Er zullen dus maar weinig mensen zijn die rivieraal consumeren; sportvissers vormen de grootste risicogroep. Daarnaast eet de Nederlandse bevolking relatief erg weinig zoetwatervis. Het grootste deel van de visproducten in Nederland is van buitenlandse origine, of is afkomstig van de Noordzee waarin de gehalten veel lager zijn. Lokaal kan dit natuurlijk sterk afwijken, in tonijn uit Sri Lanka werd 0,03 ng TEQ/kg aangetroffen en in tonijn uit de Middellandse Zee werd 10 ng TEQ/kg voor de som van dioxinen en dioxine-achtige PCBs. Lokale verschillen zijn onder andere ook waargenomen voor paling langs de noordoever van het Ketelmeer waar het water voornamelijk afkomstig is van het relatief schone Zwartewater en waar anderhalf tot twee maal minder PCBs in paling zijn aangetroffen dan langs de zuidoever waar het water voornamelijk bestaat uit Rijnwater dat via de IJssel in het Ketelmeer stroomt (de Boer et al., 1995). Het seizoen blijkt ook van invloed op het dioxine gehalte in paling. Variaties in dioxinen gehalten met een factor 3-4.5 zijn gevonden (Leeuwen, et al., 2002). Sinds de 70-er jaren adviseert het RIVO terughoudend te zijn met de consumptie van paling uit de grote rivieren (Rijn, Waal en Maas) en met de consumptie van lever uit kabeljauw (en schelvis). In kabeljauwlever in 2000 werd circa 17 pg TEQ/g dioxinen aangetroffen, terwijl voor de som van dioxinen en dioxine-achtige PCBs het hoge gehalten van 90 pg TEQ/g product werd gevonden.



Figuur 13: Dioxinen gehalten (ng TEQ/kg product) in visserijproducten, bemonsterd in 2000, die het meest geconsumeerd worden door de Nederlandse consument (Leonards et al., 2000). Paling uit het IJsselmeer was afkomstig van verschillende locaties. Aangeven is de EU-norm voor dioxinen in visserijproducten.



Figuur 14: Dioxinen gehalten (ng TEQ/kg product) in wilde, gekweekte en geïmporteerde paling bemonsterd in 2001 (Leeuwen et al., 2001). Aangeven is de EU-norm voor dioxinen in visserijproducten.

5.1.2 Maximale hoeveelheid visconsumptie

De maximale hoeveelheid vis die geconsumeerd kan worden zonder dat de TWI wordt overschreden kan als volgt worden berekend. Uitgaande van een TWI voor de som van dioxinen en dioxine-achtige PCBs van 14 pg TEQ per kg lichaamsgewicht per week betekent dat voor iemand van 70 kg een maximale toegestane TEQ opname van 980 pg per week of circa 50 ng per jaar. Aan de hand van dit gegeven kan berekend worden hoeveel van een bepaalde vissoort van een bepaalde locatie gegeten mag worden. Voor paling uit de Nieuwe Merwede, met een TEQ-gehalte van 52 pg TEQ/g voor dioxinen en dioxine-achtige PCBs (Leeuwen et al., 2002) is dit 1,0 kilo per jaar. De gemiddelde Nederlandse visconsument eet circa 300 gram paling per jaar. In deze berekening is, uitgaande van een TWI van 14 pg TEQ/week, geen rekening gehouden met de opname van dioxinen en dioxine-achtige PCBs uit andere levensmiddelen. Dit betekent dat bij bovenstaande berekening de TWI volledig wordt opgevuld door vis. Zoals eerder aangegeven draagt vis voor ongeveer 16% bij aan de belasting van de Nederlandse bevolking met dioxinen en dioxine-achtige PCBs. Voor een juiste berekening zou de maximale hoeveelheid vis die geconsumeerd mag worden door 6 gedeeld moeten worden. Van paling uit de Nieuwe Merwede mag dan niet meer dan ca. 160 gram per jaar worden geconsumeerd. Voor paling uit het IJsselmeer, met een gehalte van 10 tot 40 pg TEQ/g product voor (som dioxinen en dioxine-achtige PCBs), is dit 180 – 700 gram/jaar, terwijl dit voor kweekpaling 700 – 1800 gram/jaar is. Voor paling uit Haringvliet-west, Ketelmeer en Hollands Diep kan respectievelijk 220, 420 en 185 gram/jaar worden geconsumeerd. Voor magere vis als schol, schar en tong kan 14 tot 23 kg/jaar worden geconsumeerd. Geconcludeerd kan worden dat bij de consumptie van paling voorzichtigheid geboden is, zelfs voor de gemiddelde consument, wanneer deze afkomstig is uit sterk vervuilde gebieden zoals de grote rivieren. Gelukkig wordt er vooral kweekpaling in Nederland geconsumeerd.

5.2 Ecosysteem

Blootstelling van aquatische organismen aan dioxinen en PCBs verloopt zowel via het voedsel als via de waterfase. Voor de toppredatoren van het aquatisch ecosysteem (visetende vogels en zoogdieren) verloopt de opname van dioxine-achtige stoffen alleen via het voedsel. Visetende vogels en zoogdieren staan aan het eind van de voedselketen en hebben daarom een groter risico voor de accumulatie en negatieve effecten van dioxinen en PCB vervuiling dan lager gelegen soorten in de voedselketen. In deze paragraaf wordt een risicoevaluatie voor dioxinen en dioxine-achtige PCBs voor het aquatisch ecosysteem voor de twee AMOEDE soorten visdief en zeehond en tevens voor de otter gemaakt. Gehalten in sediment en in het voedsel (vis) van deze soorten voor een aantal locaties in Nederland worden vergeleken met de grenswaarden van tabel 2 voor

het aquatische ecosysteem in het algemeen en meer specifiek voor het visdiefje, zeehond en otter. Belangrijk voor de inschatting van het risico van dioxinen voor het aquatische ecosysteem zijn de volgende factoren:

- 1) In sediment zijn het vooral de dioxinen die de grootste bijdrage leveren aan de TEQ (figuur 14).
- 2) In het voedsel van aquatische toppredatoren zijn het vooral de dioxine-achtige PCBs die de grootste bijdrage aan de TEQ leveren (figuur 14).
- 3) Voor een correcte risicoevaluatie voor visetende vogels en zoogdieren is het noodzakelijk om het voedselpatroon te weten en de dioxinen en PCB gehalten in de belangrijkste voedselproducten te weten.

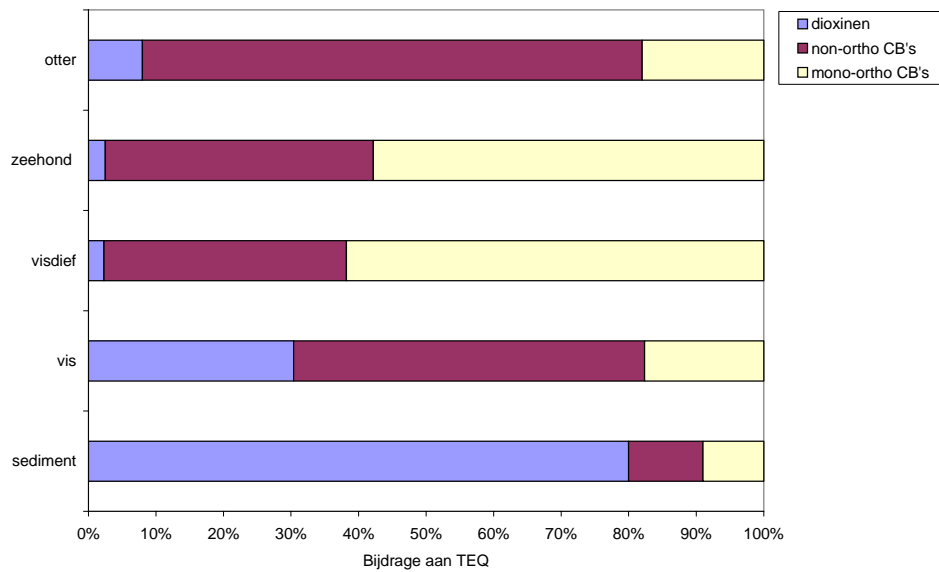
Onderzoek heeft aangetoond dat dioxinen minder worden overgedragen van de waterbodem naar organismen dan PCBs (Kuehl et al., 1987; vd Weiden et al., 1989; Loonen et al. 1992), dit is tevens zichtbaar in figuur 14, waar met toenemend trofisch niveau de bijdrage van dioxinen aan de TEQ afneemt; gemiddeld 80% in sediment, 30% in vis en minder dan 10% in de visetende toppredatoren. De op dit moment gevormde sedimenten in het Rijnstroomgebied (Lobith en Maassluis) bevatten ongeveer 5 tot 50 ng TEQ/kg droge stof. Voor de stroomgebieden van Maas en Schelde wordt geschat dat de gehalten liggen rond 20 tot 40 ng TEQ/kg droge stof. Dit is gelijk of enkele factoren hoger dan de verschillende berekende veilige grenswaarden voor visetende vogels en zoogdieren. Dat betekent dat ook in de huidige situatie een potentieel risico voor deze gevoelige soorten niet valt uit te sluiten. Met name in de uiterwaarden komen plaatselijk gehalten voor die, voor wat betreft terugkeer en behoud van visetende predatoren, natuurontwikkeling in de weg zouden kunnen staan. Ook de geschatte achtergrond waarden van orde grootte 10 ng TEQ/kg droge stof liggen in de buurt van of hoger dan de berekende MTR waarden. Ook in niet of weinig door de mens beïnvloede gebieden staan organismen hoger in de voedselketen waarschijnlijk bloot aan een potentieel risico van dioxinen en dioxine-achtige stoffen. In het relatief onvervuilde sediment van het natuurgebied de Oude Venen werd een gehalte van 1,5 ng dioxine-achtige PCBs TEQ/kg ds aangetroffen. Recente gehalten van dioxinen in sediment, uitgezonderd enkele zoute baggerspecies, zijn niet aanwezig.

Om enig inzicht te krijgen in de risico's voor visdief, otter en zeehond bij de consumptie van met dioxine en PCB verontreinigd voedsel werden de TEQ-gehalten in paling, snoekbaars en blankvoorn, bemonsterd in 2000 en 1994, vergeleken met de veilige grenswaarden voor voedsel, figuur 15. De aangetroffen gehalten in paling uit de grote rivieren en blankvoorn uit de Biesbosch en Hollands Diep, vissen die overigens niet gegeten worden door het visdiefje maar wel door de aalscholvers, liggen boven de grenswaarde van 15 ng TEQ /kg voedsel voor het visdiefje. Het dieet van de otter bestaat voor circa 20 % uit paling en voor het andere deel voornamelijk uit witvis en de aangetroffen gehalten in paling en blankvoorn zijn vele factoren hoger dan de veilige norm van 0,7 ng TEQ/kg voedsel. Zelfs een magere vissoort als de snoekbaars afkomstig uit de grote rivieren bevat gehalten die boven de veilige grens van de otter liggen. Paling uit NW Overijssel en Friesland bevat aanzienlijk lagere gehalten en zijn veilig voor zowel het visdiefje als de otter. Deze gebieden werden daarom o.a. geselecteerd voor de herintroductie van de otter in Nederland.

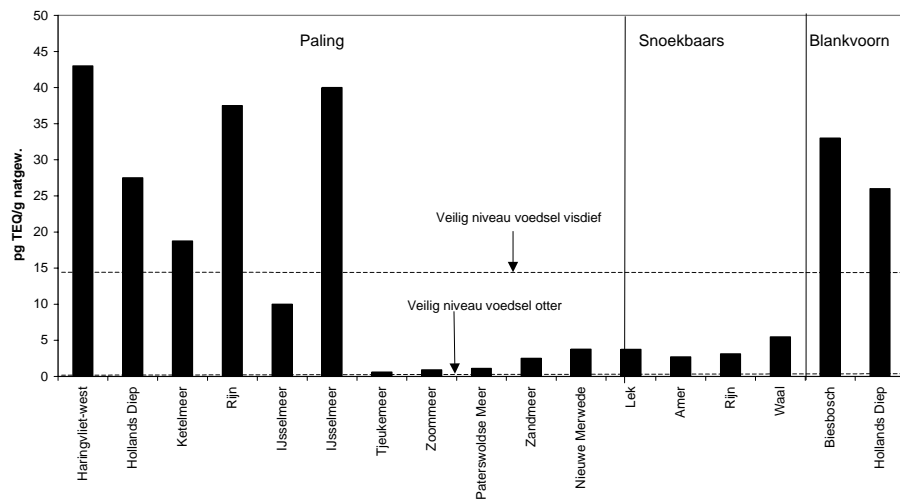
Zeehonden zijn opportunisten wat betreft hun voedselkeuze en eten het meest wat voorkomt, wat kan variëren van haring, kabeljauw, wijting, makreel, schelvis, schol, schar, bot en tong. De dioxinen en PCB-gehalten in deze vissoorten uit de Noordzee zijn samen met de veilige waarde voor de zeehond in figuur 16 weergegeven. De gehalten in alle vissoorten liggen beneden de waarde waarbij negatieve effecten op de gezondheid van de zeehond zou kunnen optreden.

Geconcludeerd kan worden dat effecten van dioxinen en aanverwante verbindingen voor visetende vogels en zoogdieren niet zijn uit te sluiten. Voor een gedegen risicobeoordeling zijn echter recente gegevens over dioxinen en dioxine-achtige PCBs in de voedseltypen van de desbetreffende toppredatoren op de juiste locaties nodig. Een dergelijke studie wordt momenteel voor de voedselketen van de visdief in de Westerschelde nabij Terneuzen uitgevoerd.

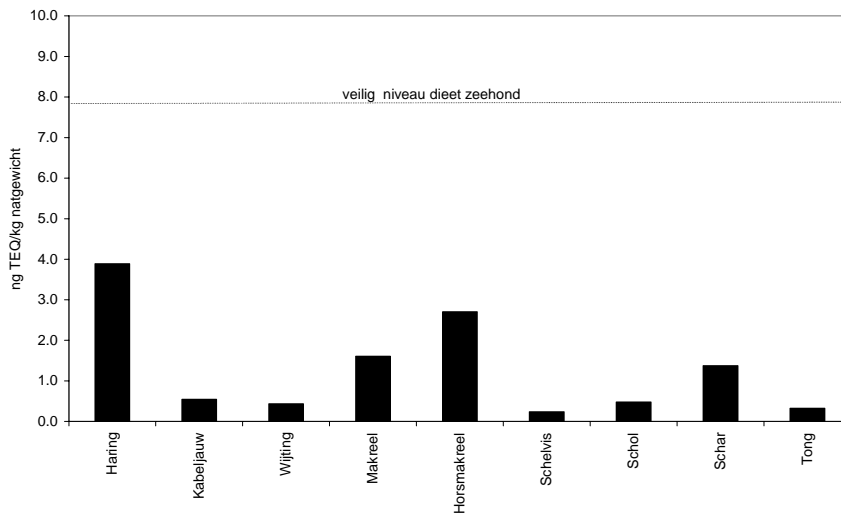
Met behulp van een model, waarbij het voedselweb van de otter werd gebruikt, kon voor twee gebieden in Nederland (Biesbosch en de Oude Venen in Friesland) berekend worden hoe het PCB-gehalten in de tijd zou ontwikkelen en op welk moment deze gebieden geschikt zouden zijn voor het uitzetten van otters (Traas et al., 2001). Voor de sterk verontreinigde Biesbosch werd berekend dat het ongeveer 50 jaar zou duren voordat het gebied veilig zou zijn voor de otter, waarbij werd aangenomen dat er geen extra PCBs in het systeem zouden terechtkomen.



Figuur 14: Bijdrage van dioxinen en PCBs (opgesplit in non-ortho en mono-ortho gesubstitueerde CBs) aan het TEQ-gehalte voor sediment, vis, visdief, zeehond en otter (Bosveld et al., 1995; Leonards et al., 1997; de Voogt et al., 1998; Stonkhorst et al., 2002.).



Figuur 15: TEQ gehalten (dioxinen + dioxine-achtige PCBs) in paling, snoekbaars en blankvoorn (van Hattum et al., 1992, 1996; Leonards et al., 2000) en de niveaus waar geen effecten op de visdief en otter zijn te verwachten.



Figuur 16: TEQ gehalten (dioxinen + dioxine-achtige PCBs) in zeevis bemonsterd in 2000 (Leonards et al., 2000) en het niveau waar geen effecten op de zeehond zijn te verwachten.

5.3 Bioassays

Chemische analyse van dioxinen en aanverwante stoffen is erg duur en vaak onvolledig. In de loop van de tijd zijn er een groot aantal bioassays ontwikkeld om aan de hand van effecten bij organismen een inschatting te kunnen maken van de mate van contaminatie en blootstelling. In de toekomst zal naar verwachting een groter deel van de monitoring van contaminanten in de vorm van bioassays worden uitgevoerd (Anom., 1998; Maas et al., 2003). Van der Oost heeft met behulp van paling de gevoeligheid van een groot aantal biomarkers op vervuiling met dioxinen en PCBs in het veld geëvalueerd (Oost et al., 1997). Conclusie was dat vooral de activiteit van fase-I gerelateerde biotransformatie enzymen gevoelige parameters zijn en goede correlaties vertonen met de accumulatie van contaminanten. Andere biochemische parameters bleken veel minder efficiënt en vertoonden een slechte correlatie met de vervuilingsgraad.

Speciaal gebaseerd op het effect van dioxinen (2,3,7,8-TCDD) en dioxine-achtige stoffen en binding met de aryl-hydrocarbon receptor (AhR) werd een luciferase bevattende recombinant hepatoma cellijn ontwikkeld, de DR-CALUX assay (Murk et al., 1998). Met deze methode kunnen op een snelle en relatief goedkope manier gehalten aan dioxinen en dioxine-achtige PCBs in verschillende matrices nauwkeurig en gevoelig worden bepaald. Doordat de methode met behulp van 2,3,7,8-TCDD kan worden gekalibreerd is het mogelijk om van o.a. afvalwater, sediment en biota het TEQ-gehalte vast te stellen en te toetsen aan eventuele normen. Echter de correlatie tussen de chemische en bioassay metingen wordt vooral bepaald door welke analysestappen in de opwerking van het monster worden gevolgd. In de opwerking van de monsters is het mogelijk om voornamelijk de dioxinen en dioxine-achtige PCBs te selecteren. Indien deze strategie wordt gevolgd kunnen er goede correlatie worden gevonden tussen de chemische (GC-HRMS) en DR-CALUX bepaalde TEQ-gehalte. Dit is bijvoorbeeld aangetoond voor vis en schelpdieren (Murk et al., 1998; Windal et al., 2005), melk (Van Overmeire et al., 2004) en bloed (Van Wouwe et al., 2004). Voor sediment kunnen de correlaties minder duidelijk zijn wat veroorzaakt kan worden door de aanwezigheid van hoge PAK-gehalten waarvan sommige een dioxine-achtige werking bezitten.

Een screening van een groot aantal sedimenten met de DR-CALUX toonden aan dat in een aantal gevallen de respons van de DR-Calux hoger was dan verklaard kon worden aan de hand van de chemisch bepaalde dioxinen en dioxine-achtige PCB gehalten (Stronkhorst et al., 2002). Het onbekende deel van de respons wordt mogelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van PAKs en onbekende stoffen met een dioxine-achtige werking. Recente studies tonen aan dat PAKs inderdaad een belangrijke bijdrage aan de respons kunnen leveren (o.a. Klamer et al., 2004, 2005; Sanctorum et al. In prep). In het onderzoek van Klamer werden sedimenten, bemonsterd in 2000, uit de Noordzee onderzocht. Het sediment (<63 µm fractie) werd na extractie met twee typen zuiveringsmethoden behandeld (destructieve en niet-destructieve). De gezuiverde extracten met de destructieve methode bevatten voornamelijk dioxinen en PCBs. Gehalten in het Noordzee sediment varieerden tussen de 6 en 21 pg TEQ/g sediment (<63 µm fractie). De extracten bereid met de niet-destructieve methode bevatten naast de dioxinen en PCBs tevens PAKs en vele andere stoffen. Gemiddeld

bleek de DR-CALUX activiteit van de niet-destructief behandelende monsters 75 maal hoger dan de activiteit in de destructief behandelde monsters dat voor een deel kon worden verklaard door de aanwezigheid van PAKs.

In het onderzoek van Santorum en medewerkers (in prep.) werd de DR-CALUX assay ingezet om de dioxine-achtige toxiciteit van sediment van het zuidelijk deel van de Noordzee te bepalen inclusief de monding van de Westerschelde. Sediment werd in 2002/2003 bemonsterd maar werd niet gezeefd. In het onderzoek wordt gebruik gemaakt van twee typen opwerkingsmethoden van de monsters. In één methode wordt een extract gemaakt dat voornamelijk dioxinen en PCBs bevat. Met deze methode worden de hoogste DR-CALUX gehalten in de monding van de Schelde (9 tot 42 pg DR-CALUX TEQ/g ds) en bij Nieuwpoort (10 tot 20 pg DR-CALUX TEQ/g ds) gevonden (Sanctorum et al., in prep.). Het gehalte van 42 pg TEQ/g ligt dicht bij de Nederlandse baggerspecie norm van 50 pg TEQ/g. Verwacht wordt dat de gehalten in de Westerschelde richting Antwerpen zullen toenemen en nader onderzoek is daarom noodzakelijk. Bij de tweede methode wordt een totale extractie van het sediment uitgevoerd zonder verdere zuivering van het extract. Net als bij de studie van Klamer et al. (2005) wordt nu een hoger DR-CALUX activiteit gevonden: gemiddeld 85 maal hoger dan met de eerste methode. De gehalten in het sediment gemeten in de studies van Klamer en Santorum zijn niet direct met elkaar te vergelijken omdat in de ene studie de 63 µm fractie van sediment werd onderzocht en in de andere studie totaal sediment werd geanalyseerd.

De DR-CALUX wordt momenteel ook ingezet bij de beoordeling van baggerspecie. Naast een chemische beoordeling vindt nu ook een beoordeling plaats met behulp van de DR-CALUX waarbij als norm 50 pg TEQ/g wordt gehanteerd.

6. Conclusies en aanbevelingen

Conclusies

- Een brongerichte aanpak op het gebied van emissie reductie heeft geresulteerd in een verminderde emissie van 40-50% van dioxinen en dioxine-achtige PCBs in het aquatische milieu.
- Momenteel dragen de directe lozingen door de chemische industrie en AVIs nog maar 1% bij aan de totale dioxine emissie.
- In 2000 is 90% van de atmosferische depositie in Nederland afkomstig van het Buitenland.
- Emissie reducties worden verder onderbouwd door de afnemende concentraties, met 70-80%, in sedimenten van de Rijn sinds 1960. Afnemende TEQ gehalten sinds de 90-jaren zijn ook waargenomen in zoet- en zoutwater vissen waarbij de afname vooral een gevolg is van de afname van het gehalte aan dioxine-achtige PCBs.
- Achtergrondgehalten worden geschat op 1-10 ng TEQ/kg ds sediment voor oppervlaktewateren, maar deze worden voor veel locaties in Nederland nog overschreden.
- De totale hoeveelheid TEQs die de Noordzee bereiken door resuspentie van oudere sedimentlagen is 2 to 3 maal hoger dan de vrachten die Nederland binnenkomen via de grote rivieren.
- Opvallend is dat oude sedimenten daarbij de belangrijkste bron van dioxinen zijn geworden en dat er gezien de vrachten die in zee komen een zeer groot verspreidingsrisico is.
- Het grootste blootstellingsrisico voor de mens wordt gevormd door de consumptie van paling die sterk verontreinigd kan zijn. Paling afkomstig van hot spots, zoals de grote rivieren, kunnen gehalten bevatten die boven de veilig niveaus voor de mens liggen.
- De aangetroffen gehalten in sediment en vis afkomstig van diverse locaties in Nederland vormen een ecotoxicologisch risico voor visetende vogels en zoogdieren.

- Recente gegevens betreffende de gehalten aan dioxinen en dioxine-achtige verbindingen in sediment ontbreken waardoor moeilijk een inschatting van trends, vrachten en het risico voor mens en ecosysteem gemaakt kan worden.
- Risicoevaluatie voor visetende vogels en zoogdieren is veelal gebaseerd op prosoorten die niet relevant zijn voor de desbetreffende toppredator.

Aanbevelingen

- Afspraken met het buitenland over verdere reductie van de emissie van dioxinen is noodzakelijk om de gehalten in Nederland verder te kunnen reduceren.
- Indien de vracht van dioxinen en PCBs naar de Noordzee verminderd moet worden is het noodzakelijk om naast de emissie reductie vanuit het buitenland oude sedimenten uit de grote rivieren te saneren.
- Aanbevolen wordt om de dioxine en dioxine-achtige PCBs in sedimenten van de Rijkswateren binnen afzienbare tijd op nieuw te monitoren om zodoende inzicht te krijgen in de actuele situatie van het aquatische ecosysteem en een betere risicoevaluatie voor mens en ecosysteem te kunnen maken. De meest recente gegevens dateren van 7-jaar geleden.
- De monitoring gegevens zouden tevens meer inzicht moeten geven in de nalevering van dioxinen en PCBs door resuspending vanuit oude sedimentlagen uit de grote rivieren en kunnen gebruikt worden om de vracht naar de Noordzee te berekenen.
- Een gedegen onderzoek naar dioxinen in de voedselketens van visetende vogels en zoogdieren is noodzakelijk om een risicobeoordeling voor deze toppredatoren te kunnen maken.
- De dioxine-respons van de DR-Calux assay voor sedimenten moet verder onderbouwd worden door de verbindingen te identificeren die naast de dioxinen en dioxine-achtige PCBs verantwoordelijk zijn voor het grootste deel van de DR-CALUX activiteit.

7. Literatuur

- Ahlborg, U.G., G.C.Becking, L.S. Brinbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feeley, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Waern, M. Yones, E. Yrjanheikki. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere*, 28, 6, 1049-1067.
- Alcock, R.E. en K.C. Jones. 1996. Dioxins in the environment: a review of trend data. *Environ. Sci. echnol.*, 30, 3133-3143.
- Anom. 1996. Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren. 1997-2010. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Anom. 1998. Vierde Nota Waterhuishouding Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Anom. 2000. Normen voor het waterbeheer. Commissie Integraal Waterbeheer. Hoofddirectie van de Waterstaat, Den Haag.
- Anom. 2001. COUNCIL REGULATION (EC) No 2375/2001 of 29 November 2001, amending Commission Regulation (EC) No 466/2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
- Baars, A.J., M.I. Bakker., R.A. Baumann, P.E. Boon, J.I. Freijer, L.A.P. Hoogenboom, R. Hoogerbrugge, J.D. van Klaveren, A.K.D. Liem, W.A. Traag. J. de Vries. 2004. Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicol. Lett.* 151, 51-61.
- Beurskens, J.E.M., G.A.J. Mol, H.L. Berrevelde, B. van Munster en H.J. Winkels. 1993. Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine river. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1549-1566.
- Beurskens, J.E.M. en van de Guchte. 1993. Dioxinen in Ketelmeerbodembodem – Ruimtelijke verspreiding, persistentie en (eco)-toxicologische risico's van een erfenis uit de zestiger en zeventiger jaren. RIZA notanr. 92.041, RIZA, Lelystad.
- BKH 1991a. Risico's van verontreinigde waterbodems voor de mens. Deelstudie 3, Consumenten van gecontamineerde vis en weekdieren. Rapport nr. R0190043/760I/R.
- BKH 1991b. Risico's van verontreinigde waterbodems voor de mens. Deelstudie 1, Recreanten. Rapport nr. R0190043/898I/R10.
- BKH 1991c. Risico's van verontreinigde waterbodems voor de mens. Deelstudie 1, Werknemersbetrokken bij baggerwerkzaamheden. Rapport nr. R0190043/8971I/R10.
- Boer, J. de, Q.T. Dao. 1993a. Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1992. Rapport 93.006, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag en J. van de Meer. 1993b. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from The Netherlands. *Chemosphere* 26, 1823-1843.
- Boer, J. de, Q.T. Dao. 1994. Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1993. Rapport 94.004, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, Q.T. Dao. 1995a. Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1994. Rapport 95.009, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters en Q.T. Dao. 1996. Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1995. Rapport C026/96, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters en Q.T. Dao. 1997. Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1996. Rapport C048/97, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters en Q.T. Dao. 1998. Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1997. Rapport C049/98, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters en M.M. de Wit. 1999. Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1998. Rapport C049/98, RIVO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters, S. van Leeuwen. 2000. Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1999. Rapport C048/00, RIVO, IJmuiden.
- Boon, J.G., Toepassing KSENOS-TOX voor WSV*Analyse, informatica-technische beschrijving. WL-rapport T1647, 1996.
- Bosveld, A.T.C., J. Graneder, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers, en M. van den Berg. Effects of PCBs, PCDDs, and PCDFs in common tern (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. 1995. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14, 99-115.
- Bremmer, H.J., Troost, L.M., G. Kuipers, J. de Koning en A.A. Sein. 1993. Emissies van dioxinen in Nederland. RIVM, TNO rapport 770501003.
- Bijstra, D. 1995. De Lozing van dioxines via afvalwater afkomstig van Shell Pernis. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). Werkdocument 95.065X.

- Evers, E.H.G. en J. de Jongh. Bepaling van de concentraties van PCDDs en PCDFs in enkele submonsters van een coremonster afkomstig uit de rivier de Nieuwe Merwede. 1987. Rapport Vakgroep Milieu- en Toxicologische Chemie, Universiteit van Amsterdam..
- Evers, E.H.G., K.C.M. Ree en K. Olie. 1988. Spatial variations and correlations in the distribution of PCDDs, PCDFs and related compounds in sediments from the river Rhine – Western Europe. *Chemosphere*, 17, 2271-2288.
- Evers, E.H.G., H.J.C. Klamer, R.W.P.M. Laane en H.A.J. Govers. 1993. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofuran residues in estuarine and coastal North Sea sediments: sources and distribution. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12, 1583-1598.
- Evers, E.H.G., R.W.P.M. Laane, G.J.J. Groeneveld en K. Olie. 1996a. Levels, temporal trends and risk of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. *Organohalogen compounds*, 28, 117-122.
- Evers, E.H.G., Sofie Stolwijk en Arie de Vries. 1996b. Verspreidingsberekeningen verontreinigingen voor WSV*ANALYSE en SPECIMEN; Invoergegevens en randvoorwaarden Nederlandse zoute watersystemen. Werkdocument RIKZ/OS-96.114X,
- Francken. 2000. Warenwetregeling dioxines in paling. Regeling van de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport van 8 februari 1999.
- Francken. 2001. Warenwetregeling dioxines in paling. Regeling van de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport van 30 oktober 2000.
- Hagel P. 1990. Het dioxinegehalte in Nederlandse visserijproducten. Rapport MO 90-03, RIVO, IJmuiden.
- Hendriks A.J., H. Wever, K. Olie, K. van de Guchte, A.K.D. Liem, R.A.A. van Oosterom en J. van Zorge. 1996. Monitoring and estimating concentrations of polychlorinated biphenyls, dioxins, and furans in cattle milk and soils of Rhine-Delta floodplains. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* 31, 263-270.
- Jaarsveld J.A. en M.A.A. Schutter. 1992. Modelling the long-term transport and deposition of dioxins: first results for the North sea and surrounding countries. *Organohalogen Compounds* 9, 299-303.
- Gezondheidsraad 1996. Dioxinen: polygechloroerde dibenzo-p-dioxinen, dibenzofuranen en dioxine-achtige polychloorbifenylen. Gezondheidsraad: Commissie Risico-evaluatie stoffen. Rapport 1996/10. Gezondheidsraad, Rijkswijk.
- Klamer, J.C., J. Jorritsma, L. van Vliet, F. Smedes and J.F. Bakker. (2004) Dioxin-type toxicity in harbour dredge of the Harbour Channel at Delfzijl. Toxicity Identification Evaluation with DR-CALUX assay. (in Dutch: Dioxine-achtige toxiciteit in baggerslib van het Zeehavenkanaal, Delfzijl). RIKZ report 2004.013 (<http://www.rikz.nl/thema/ikc/rapport2004/rikz2004013.pdf>).
- Klamer, J.C., P.E.G. Leonards, M.H. Lamoree, L.A. Villerius, J.E. Akerman and J.F. Bakker (2005). A chemical and toxicological profile of Dutch North Sea sediments. *Chemosphere* 58 (11): 1579-1587.
- Koning, A. 2004. Literature study on historical and current anthropogenic PCDD/PCDF emissions in the Netherlands. Report within Chlorine Chain Follow-up Research Programme on Chlorinated Organic Microcontaminants (OVOC). CML-IE Working paper 2004.001.
- Kuehl, D.W., P.M. Cook., A.R. Batterman, D. Lothenbach, B.C. Butterworth. 1987. Bioavailability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from contaminated wisconsin river sediment to carp. *Chemosphere* 16, 667-679.
- LAC. 1991. Landbouw Advies Commissie (LAC) "Milieukritische stoffen" 1990. Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag.
- Leeuwen, S.P.J. van, W.A. Traag, L.A.P. Hoogenboom, G. Booi, M. Lohman, Q.T. Dao, J. de Boer. 2002. Dioxines, furanen en PCB's in aal. RIVO rapport nr. C034.02.
- Leonards, P.E.G., Y. Zierikzee, U.A.Th. Brinkman, W.P. Cofino, N.M. van Straalen en B. van Hattum. 1997. Exposure of otters (*Lutra lutra*) to planar PCBs accumulated in an aquatic food web. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16, 1807-XX.
- Leonards, P.E.G. M. Lohman, M.M. de Wit, G. Booy, S.H. Brandsma en J. de Boer. 2000. Actuele situatie van gechloroerde dioxinen, furanen en polychloorbifenylen in visserijproducten: quick en full scan. Rapport C034/00, RIVO, IJmuiden.
- Liem, A.K.D., R. vd. Berg, H.J. Bremmer, J.H. Hese en W. Slooff. 1993. Integrated criteria document dioxins, RIVM report no. 710401032 pp 191.
- Liem, A.K.D. en J.A. van Zorge. 1995. Dioxins and related compounds: Status and regulatory aspects. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2, 46-56.
- Liem, A.K.D. en R.M.C. Theelen. 1997. Dioxins: chemical analysis exposure and risk assessment. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Loone, H. van. 1993. Bioavailability of chlorinated dioxins and furans in the aquatic environment. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Maas, J.L., E.J. van de Plassche, A. Straetman, A.D.Vethaak, A. Belfroid (2003). Normstelling voor bioassays. Uitwerking voor oppervlaktewater en waterbodems. RIZA/RIKZ Rapport 2003.007.

- Murk A.J., Leonards P.E.G., van Hattum B., Luit R., van der Weiden M.E.J., Smit .M. 1998 Application of biomarkers for exposure and effect of polyhalogenated aromatic hydrocarbons in naturally exposed European otters (*Lutra lutra*). *Environ. Toxicol. Pharm.* 6 (2), 91-102.
- NATO/CCMS (North Atlantic Treaty Organisation, Committee on the Challenges of Modern Society). 1988. International toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment of complex mixtures of dioxins and related compounds. Report No. 176. Brussels, North Atlantic Treaty Organisation.
- Oehme, M., J. Klungsoyr, A. Biseth, en M. Schlabach. Quantitative determination of ppg-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the arctic (Barents Sea) and the North Sea. 1993. *Analytical Methods and Instrumentation*, 3, 153-163.
- Parkinson, A. en S. Safe. 1981. Aryl hydrocarbon hydroxylase induction and its relationship to the toxicity of halogenated aryl hydrocarbons. *Toxicol. Environ. Chem. Rev.* 4, 1.
- Pieters H. en J. de Boer. 2001.
- Poland, A. en C. Bradfield. 1992. A brief review of the Ah locus. *JTohoku, J. Exp. Med.* 168, 83-.
- Pluim, H.J. 1993. Dioxines – pre- and postnatal exposure in the human newborn. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- RIVM, 2002. Milieubalans 2002. Het Nederlandse milieu verklaard. Kluwer Alphen aan den Rijn, ISBN 90 14 08867 1 .
- RIVM, 2002. Milieubalans 2003. Het Nederlandse milieu verklaard. Kluwer Alphen aan den Rijn, ISBN 90 130 0211 0.
- RIVM, 2002. Milieubalans 2004. Het Nederlandse milieu verklaard. Bilthoven, ISBN 90 6960 109 5.
- Reuber, B., D. Mackay, S. Paterson en P. Stokes. 1987. A discussion of chemical equilibria and transport at the sediment-water interface. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6, 731-739.
- Ross, P.S. 1995. Seals, pollution and disease: environmental contaminant-induced immunosuppression. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Safe, S. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *CRC Critic. Rev. Toxicol.* 21, 51-88.
- Sanctorum, H., I. Windal, V. Hanor, L. Goeyens, W. Baeyens. In prep. Dioxin and dioxin-like activity in sediments of the Belgian coastal area (Southern North Sea).
- Schoonenboom, M.H., M.C. Oele en J.C. Broekhuizen. 1996. Sources of dioxins in the Netherlands: a critical review of dioxin emissions with attention for sources which might be undervalued in the past. *Chemiewinkel, onderzoeks- en adviescentrum arbeid milieu, Universiteit van Amsterdam.*
- Schutter, M.A.A en J.A. van Jaarsveld. 1993. Verspreiding en depositie van dioxinen in Nederland. Rapport 730501036, RIVM, Bilthoven.
- Smit, M.D., P.E.G. Leonards, A.J. Murk, A.W.J.J. de Jongh en B. van Hattum. Development of otter-based quality objectives for PCBs. Rapport R-96/11, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Stam, G. 1998. Lozingen van dioxine houdend afvalwater: evaluatie van het gevoerde beleid. rapport 98.033, RIZA, Lelystad.
- Stronkhorst J, Leonards P, Murk AJ. 2002. Using the dioxin receptor-CALUX in vitro bioassay to screen marine harbor sediments for compounds with a dioxin-like mode of action. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(12):2552-61.
- Swart, R.L. de. 1995. Impaired immunity in seals exposed to bioaccumulated environmental pollutants. Proefschrift, Erasmus Universiteit, Rotterdam.
- Traas, T.P., R. Luttik, 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. *Environ. Tox. Chem.*, 20, 205-212.
- Turkstra, E. en H.B. Pols. 1987. Bronnen en voorkomen van gechloreerde dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen in Nederlandse wateren. *H2O*, 20, 612-616.
- Turkstra, E. en H.B. Pols. 1989. PCDDs and PCDFs in Dutch inland waters. *Chemosphere*, 18, 539-551.
- US-EPA, 1993. Interim report on data and methods for assessment of 2,3,7,8-tetrachlorobenzo-p-dioxin risks to aquatic life and associated wildlife. Report EPA/600/R-93/055, Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Duluth, MN, USA.
- Van Hattum, B., I. Burgers, K. Swart, A. van der Horst, P. Leonards, M. Rijkeboer en P. den Besten. 1996. Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Hollands Diep, De Dordtsche en de Brabantsche Biesbosch. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam, rapport nr. E-96/12.
- Van Hattum, B., P. Leonards, I. Burgers en A. van der Horst. 1992. Microverontreinigingen in organismen uit de Nieuwe Merwede en de Dordtsche Biesbosch. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam, rapport nr. E-92/22.

- Van de Weiden, M.E.J., H.J. Kraane, E.H.G. Evers, R.M.M. Kooke, K. Olie, W. Seinen en M. van de Berg. 1989. Bioavailability of PCDDs and PCDFs from bottom sediments and some associated biological effects in carp, *Cyprinus carpio*. Chemosphere 19, 1009-1016.
- Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A.T.C., Brunstrom B., Cook P., Feeley M., Giesy J.P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S.W., Kubiak T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X.R., Liem A.K.D., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenk D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Waern F., Zacharewski T. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ. Health Perspect., 106 (12) : 775-792.
- Van Wijnen, J.H. 1990. Health risk assessment of soil contamination. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- VWS. 2000. Normen voor dioxinen in levensmiddelen. Minister E. Borst-Eilers. Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport, brief tweede kamer, 27 maart 2000.
- Waterloopkundig Laboratorium, DELWAQ technical reference, versie 4.0, 1995.
- Wezel, A.P., T. Traas, M. Polder, R. Posthumus, P. van Vlaardingen, T. Crommentuijn en E. van de3r Plassche. Maximum permissible concentrations for polychlorinated biphenyls. Rapport 601501 006, RIVM, Bilthoven.
- WHO. 2000. Consultation on assessment of the health risk of dioxins; re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI): executive summary. Food Add. Contam. 17: 223-240.
- Wulfraat K.J. en E.H.G. Evers. 1996. Atmospheric emissions of microcontaminants from the North Sea ship traffic. Rapport GWWS-93.157x, RIKZ, Den Haag.

8. Bijlagen

Bijlage 1: TEF-waarden van de WHO (van den Berg, 1998) voor dioxinen en dioxine-achtige PCBs. voor vissen en vogels.

Dioxinen en Furanen	Vis	Vogel
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,5	0,05
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,01	0,01
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,01	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,001	<0,001
OCDD	-	-
2,3,7,8-TCDF	0,05	1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,1
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01
OCDF	0,0001	0,0001
PCBs		
<i>Non-ortho PCBs</i>		
3,3',4,4'-TCB (77)	0,0005	0,1
3,4,4',5'-TCB (CB 81)	0,0001	0,05
3,3',4,4',5'-PeCB (CB 126)	0,005	0,1
3,3',4,4',5,5'-HxCB (CB 169)	0,00005	0,001
<i>Mono-ortho PCBs</i>		
2,3,3',4,4'-PeCB (CB 105)	<0,000005	0,0001
2,3,4,4',5'-PeCB (CB 114)	<0,000005	0,0001
2,3',4,4',5'-PeCB (CB 118)	<0,000005	0,00001
2',3,4,4',5'-PeCB (CB 123)	<0,000005	0,00001
2,3,3',4,4',5'-HxCB (CB 156)	<0,000005	0,0001
2,3,3',4,4',5'-HxCB (CB 157)	<0,000005	0,0001
2,3',4,4',5,5'-HxCB (CB 167)	<0,000005	0,00001
2,3,3',4,4',5,5'-PhCB (CB 189)	<0,000005	0,00001

Bijlage 2: EU-normvoorstellen (DG Health & Consumer Protection, 2001) voor visserijproducten en de huidige Nederlandse palingnorm voor dioxinen (Warenwetregeling, 2001).

Product	Maximum nivo's gedurende 01-01-2002 tot 31-12-2005	Actie nivo's	Nederlandse huidige normen
Vlees en vleesprodukten			
-Herkauwers (rundachtige, schaap,)	2 pg WHO-TEQ/g vet	2 pg WHO-TEQ/g vet	5 pg WHO-TEQ/g vet
-Gevogelte	2 pg WHO-TEQ/g vet	1,5 pg WHO-TEQ/g vet	5 pg WHO-TEQ/g vet
-Varkens	1 pg WHO-TEQ/g vet	0,6 pg WHO-TEQ/g vet	3 pg WHO-TEQ/g vet
-Jachtdier	5 pg WHO-TEQ/g vet		-
-Lever en bereidingen	5 pg WHO-TEQ/g vet	4 pg WHO-TEQ/g vet	-
Vis en visprodukten	4 pg WHO-TEQ/g natgewicht	3 pg WHO-TEQ/g natgewicht	-
Paling			8 pg WHO-TEQ/ g natgewicht
Melk en melkprodukten			
-Melk en produkten, incl. boter	3 pg WHO-TEQ/g vet	2 pg WHO-TEQ/g vet	5 pg WHO-TEQ/g vet
Eieren en eiprodukten	3 pg WHO-TEQ/g vet	2,0 pg WHO-TEQ/g vet	
Oliën en vetten			5 pg WHO-TEQ/g vet
-Dierlijke vet van			
herkauwers	3 pg WHO-TEQ/g vet	2 pg WHO-TEQ/g vet	
gevogelte	2 pg WHO-TEQ/g vet	1,5 pg WHO-TEQ/g vet	
varkens	1 pg WHO-TEQ/g vet	0,6 pg WHO-TEQ/g vet	
mixed dierlijke vet	2 pg WHO-TEQ/g vet	1,5 pg WHO-TEQ/g vet	
-Plantaardige olie	0,75 pg WHO-TEQ/g vet	0,5 pg WHO-TEQ/g vet	
-Visolie voor humane consumptie	2 pg WHO-TEQ/g vet	1,5 pg WHO-TEQ/g vet	

Bijlage 3: Overzicht dioxinen en dioxine-achtige PCB normen voor water-, bodem, sediment en producten.

Matrix	Land	Norm	Eenheid	Opmerkingen
Water				
	Canada	0,010	ng i-TEQ/l	
	USA	0,00001	ng i-TEQ/l	
	Nederland	0,012	ng i-TEQ/l (tot)	Oppervlaktewater (Liem, 1993)
	Nederland	0,0012	ng i-TEQ/l (sol)	
Grondwater				
	Nederland	0,001	ng TEQ/l	Interventiewaarde, indicatief niveau ernstige verontreiniging
Bodem				
	Nederland	0,046	mg TEQ/kg d.s.	EBV _{eco} *
	Nederland	1000	ng TEQ/kg d.s.	Woongebied. Interventiewaarde, indicatief niveau ernstige verontreiniging
	Nederland	10	ng TEQ/kg d.s.	Veeteelt. Interventiewaarde veeteelt, indicatief niveau ernstige verontreiniging
Sediment				
	USA	2,5	ng TEQ/kg d.s.	Zoogdieren, Laag risico TCDD (USA-EPA, 1993)
	USA	25	ng TEQ/kg d.s.	Zoogdieren, hoog risico TCDD (USA-EPA, 1993)
	Nederland	0,2	ng TEQ/kg d.s.	Otter, (Traas et al., 2001; Smit et al., 1996))
	Nederland	1000	ng TEQ/kg d.s.	Interventiewaarde, indicatief niveau ernstige verontreiniging
	Nederland	378	ng i-TEQ/kg d.s.	MTR, aquatic species (Liem, 1993)
	Nederland	15	ng i-TEQ/kg d.s.	MTR, visetende toppredatoren (Liem, 1993)
Melk en melkproducten				
	Nederland	6	pg WHO-TEQ/g vet	Warenwetregeling
Paling				
	Nederland	8	pg WHO-TEQ/g natgewicht	Warenwetregeling
Producten en afval				
	Nederland	>50	mg/kg d.s.	Concentratiegrens. Gevaarlijk afval, BAGA**, klasse A (gehalogeneerde aromatische verbindingen)
Grasland	Nederland	10	ng TEQ/kg d.s.	LAC-sigitaalwaarden
Maispercelen	Nederland	10	ng TEQ/kg d.s.	LAC-sigitaalwaarden

*EBVC: ernstige bodemverontreinigingsconcentratie

** BAGA: Besluit Aanwijzing Gevaarlijke Afvalstoffen

Bijlage 4: Consumptie van vis (grammen per week) door de gemiddelde Nederlandse consument, de visconsument en de geregelde visconsument (VCP).

Categorie	Soort	Portie grootte* (g)	Consumptiepatroon		
			Gemiddelde consument (g)	Visconsument (min. 1x /week) (g)	Geregelde visconsument (min 2x / week) (g)
Vette vis	haring	110	13.3	21.0	45.5
	makreel	60	2.3	7.0	17.5
	zalm	125	8.7	12.6	27.3
	paling	35	0.9	2.1	4.9
	tonijn	55	2.8	5.6	11.2
Magere vis	kabeljauw**	152	21.5	69.3	106.0
	koolvis**	152	10.0	46.9	70.3
	schol	166	0.6	14.7	25.9
Schelpdieren	mossel	140	2.9	4.2	9.8
Schaaldieren	garnaal	55	4.0	3.5	8.4
TOTAAL			67	187	327

* gemiddelde grootte van een portie vis die geconsumeerd per maaltijd in grammen (VCP, ANI)

**kabeljauw en koolvis inclusief kibbeling, lekkerbekjes en vissticks op een 50/50 procent basis