


**Dioxines en PCB's in Chinese wolhandkrab uit
het Benedenrivierengebied**

Bert van Hattum

Philip Nijssen

Jean-François Focant

Dit rapport is vrijgegeven door: Prof. dr. J. de Boer
Directeur IVM / Hoofd Afdeling Chemie & Biologie



Europees Visserijfonds: Investering in duurzame visserij

Project geselecteerd in het kader van het Nederlands Operationeel Programma
'Perspectief voor een duurzame visserij' dat wordt medegefinancierd uit het EVF



De opdrachtgever van dit was: Verenigde Riviervissers Samen Sterk
Het is intern gereviewed door: Prof. Dr. J. de Boer

IVM
Instituut voor Milieuvraagstukken
Vrije Universiteit Amsterdam
De Boelelaan 1087
1081 HV AMSTERDAM
T +31-20-598 9555
F +31-20-598 9553
E info.ivm@vu.nl

Verenigde Riviervissers Samen Sterk
Kerklaan 34
2911 AD Nieuwerkerk aan Den IJssel
T 0180-312170
E denboer@kraanvisserij.nl
apdewit@planet.nl

Copyright © 2013, Instituut voor Milieuvraagstukken

Niets uit deze uitgave mag worden vervaelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze ook, zonder voorgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	9
2 Methoden	13
2.1 Monstername	13
2.2 Sectie	14
2.3 Verdere monstervoorbehandeling	16
2.4 Chemische analyses	16
3 Resultaten en discussie	19
3.1 Resultaten survey 2012	19
3.2 Verwaterproef	23
3.3 Verdeling over weefsels en organen	26
3.4 Vergelijking met eerdere nationale studies	27
3.5 Consumeerbare hoeveelheid bruinvlees – wit vlees	29
3.6 Vergelijking met risicogrenzen voor consumptie	30
4 Conclusies en aanbevelingen	35
Referenties	39
Bijlage A Basisgegevens bemonstering	43
Bijlage B Gehalten dioxines en PCB's	47
Bijlage C Risicoschattingen dioxines en Chinese wolhandkrab	54

Samenvatting

Het hier beschreven onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de vereniging van beroepsvissers in het Benedenrivierengebied (Verenigde Riviervissers Samen Sterk, VRSS) als onderdeel van een project in het kader van Programma Innovatie in de Visketen (VIP, Min. EZ) en is gericht op de haalbaarheid en effectiviteit van verwateren en groeiverdunning in uitzet- en kweekexperimenten met jonge aal en Chinese wolhandkrabben, afkomstig uit gebieden met relatief hoge verontreinigingsdruk. Het onderzoek is uitgevoerd in nauwe samenwerking met leden van de vereniging VRSS, het adviesbureau ATKB (Geldermalsen) en het CART laboratorium van de Universiteit van Luik. In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van een veldstudie over dioxines en PCB's in Chinese wolhandkrabben uit het Benedenrivierengebied, van een kort onderzoek naar de verdeling van gehalten over organen en weefsels (intra-orgaanspreiding), en van twee verwaterexperimenten.

Als eerste is de spreiding van gehalten van dioxines en PCB's in Chinese wolhandkrabben (*Eriocheir sinensis*) binnen het gesloten Benedenrivieren gebied in kaart gebracht. Gehalten werden bepaald in mengmonsters voor verschillende gewichtsklassen (50-100 g en >100 g) en - waar mogelijk - op drie verschillende tijdstippen (voorjaar, zomer, najaar). De gehalten aan dioxines en dl-PCB's (dioxine-achtige PCB's) varieerden aanzienlijk tussen locaties en gewichtsklassen, uiteenlopend van 18 pg TEQ/g product (Nieuwe Merwede, najaar, 50-100 g) tot 108 pg TEQ/g product (Hollands Diep, zomer, >100 g). De gehalten aan indicator PCB's ($\Sigma 6$ ndl-PCB's) vertoonden een vergelijkbaar patroon en liepen uiteen van 258 tot 1149 $\mu\text{g}/\text{kg}$ product voor de overeenkomstige locaties.

Tussen de locaties werden aanzienlijke verschillen (oplopend tot een factor 2-4) gevonden in gehalten van zowel dioxines en dl-PCB's als van ndl-PCB's. Deze verschillen waren in de meeste gevallen aanwezig in beide bemonsterde gewichtsklassen (10-100 g en >100 g) en tijdens alle bemonsteringsperiodes. Gezien de dynamiek van in- en uittrekkende krabben in het gebied zijn deze locatieverschillen opvallend. Relatief lagere gehalten werden gevonden in de Nieuwe Merwede, Nieuwe Waterweg en Maasvlakte. De hoogste gehalten werden gevonden in het Hollands Diep en de Nieuwe Maas. Op de meeste locaties werden in de gewichtsklasse >100 g licht hogere gehalten (dioxines, dl-PCB's en ndl-PCB's) gevonden dan in de lichtere gewichtsklasse (50 - 100 g). Voor locaties met voldoende gegevens (5 van de 10) werd een vergelijkbaar seizoenspatroon vastgesteld met licht verhoogde gehalten in de zomer ten opzichte van voorjaar en herfst.

Onderzoek naar de interne verdeling van de gehalten liet zien dat de hoogste gehalten werden gevonden in de hepatopaneas (middendarm- of verteringsklier) en tijdens het najaar in de vrouwelijke gonaden (eierstokken), die samen als bruinvlees worden aangeduid. In witvlees uit het kopborststuk en dat van de aanhangsels (scharen en poten) worden zeer veel lagere gehalten gevonden. Het gehalte dioxines en dl-PCB's in witvlees uit scharen en poten ligt in alle gevallen ver onder de Europese norm (1259/2011) van 6.5 pg TEQ/g product. De gehalten in witvlees uit het lichaam liggen onder of net boven de norm. Alle monsters bestaande uit bruinvlees lagen ver boven de Europese norm voor dioxines en dl-PCB's voor witvlees uit aanhangsels.

Door de grote verschillen in gehalten in bruin en wit vlees is het duidelijk dat de mate waarin (het moeilijker te bemonsteren) witvlees uit de scharen en poten wordt meegenomen van grote invloed is op de waargenomen gehalten in het uiteindelijke mengsel en dat bij het vergelijken van studies hier zorgvuldig moet worden

gecorrigeerd. In het rapport is een uitgebreide vergelijking met eerdere studies door IMARES, RIKILT en andere auteurs opgenomen.

In twee verwaterexperimenten (zomer, najaar), waarbij krabben uit het veld gedurende 4 weken op schoon water werden gehouden, werd geconstateerd dat er na een aanvankelijke afname van het dioxine en dl-PCB-gehalte (20-57%) in de eerste week variabele resultaten werden gevonden. Na 4 weken en gecorrigeerd voor verschillen in gewichtsklasse werden aan het eind iets lagere gehalten (2-11%) gevonden dan aan het begin van het experiment. Voor de ndl-PCB's werd de initiële afname niet in beide experimenten waargenomen. Er was geen van de experimenten sprake van monotoon afnemende gehalten over de gehele periode. Door beperkingen in de proefopzet (matching van gewichtsklassen, preventie van kannibalisme, replicatie van behandelingsgroepen, effect van niet bijvoeren) kunnen geen definitieve conclusies worden getrokken. Aanbevolen wordt om de waargenomen initiële afname in meer uitgebreide experimenten te bevestigen, en hierbij vooral ook het effect van bijvoeren met schoon voedsel (groeiverdunning) mee te nemen.

De gevonden gegevens werden vergeleken met recent uitgevoerde risicoschattingen voor de specifieke doelgroep (Aziatische consumenten in Nederland en Europa). Uit een overzicht van verschillende adviezen blijkt dat de aannames over het consumptiepatroon (frequentie, grootte van porties) van groot belang zijn. Betrouwbare empirische studies om het veronderstelde patroon op te baseren zijn op dit moment nog niet beschikbaar. Daarnaast blijkt dat het veronderstelde aandeel van witvlees bij de consumptie van de wolhandkrab tevens van invloed is op de geschatte inname en dioxines en PCB's en de beoordeling van daarmee samenhangende risico's. In deze studie werden de volgende kerncijfers gevonden voor de hoeveelheid witvlees: een gemiddelde krab (totaalgewicht inclusief pantser: 133 g) bevat 27 g consumeerbaar vlees, bestaande uit 19 g uit het kopborststuk (15 g bruinvlees, 4 gram witvlees) en 8 g witvlees uit scharen en poten (aanslagels).

Voor consumptie van krabben van de locatie Nieuwe Merwede (2x per jaar 2 krabben, gehalte: 41 pg TEQ/g product) werd een over het jaar gemiddelde geschatte wekelijkse inname van dioxines en dl-PCB's 1.5 pg TEQ/kg lg/w berekend, die alleen voor personen met een hoge achtergrondbelasting uit andere bronnen (5% van populatie) tot een lichte (5%) overschrijding zal leiden van de van kracht zijnde aanvaardbare wekelijkse inname (TWI: 14 pg TEQ/kg lg/w). De bestaande normen voor dioxines en dl-PCB's beogen bescherming te bieden tegen effecten tijdens de meest gevoelige levensfase (embryonale ontwikkeling). Voor andere effecten (o.a. carcinogeniteit), zoals bij bijvoorbeeld volwassen mannen en vrouwen die geen kinderen meer baren, zijn hogere grenswaarden van toepassing en hoeft een dergelijke overschrijding niet bezwaarlijk zou hoeven zijn en zou een benadering met gedifferentieerde consumptieadviezen overwogen kunnen worden, zoals bijvoorbeeld in Zweden en Finland voor dioxines en PCB's in vis uit de Oostzee of zoals het advies voor Cadmium in bruinvlees van krabben.

De gehalten in witvlees van aanslagels uit het gesloten gebied voldoen in alle gevallen ruim aan de EU richtlijn. Hoewel de huidige markt vooral gericht is op het aanleveren van levende krabben, biedt dit wellicht kansen voor een combinatie van voorlichting over risico's van de consumptie van bruinvlees en innovatieve benaderingen om dit witvlees te oogsten waarbij de visserij op deze invasieve soort in de toekomst mogelijk onder voorwaarden weer vrijgegeven zou kunnen worden.

Het verdient aanbeveling om op korte termijn kweekproeven uit te voeren met jonge krabben uit het gesloten gebied die op schoon voedsel (bijvoorbeeld veilingafval) worden gehouden en waarbij het effect van groeiverdunning op het gehalte aan

dioxines en PCB's wordt onderzocht. De verwachting is dat, als de kweektechnische problemen kunnen worden opgelost, dit kan leiden tot een product dat aan de huidige normen voldoet. De kweek van wolhandkrab vindt in Azië en China opgang. Onderzocht moet verder worden of jonge wildvangkrabben (< 50 g) een geschikt uitgangsmateriaal kunnen vormen voor Aziatische kwekerijen. Dergelijke jonge wolhandkrab is voor consumptie nog ongeschikt maar kan wellicht wel voor doorkweek naar Azië geëxporteerd worden. Interessant in dit opzicht zou ook zijn om na te gaan of intrekende jonge krabben in het vroegere voorjaar (maart-april) lagere gehalten hebben dan de waarden vastgesteld in deze studie (eind mei-oktober).

1 Inleiding

In April 2011 werd door het toenmalige Ministerie ELI een verbod ingesteld op de visserij op paling en Chinese wolhandkrab in de grote rivieren en een aantal daarmee in verbinding staande wateren vanwege te hoge gehalten aan dioxines en PCB's (Min. ELI, 2011; Regeling nr. 194017). Vanwege de sterk teruggelopen stand van de paling in de meeste wateren in Nederland zijn er in het kader van het Aalbeheerplan vangstbeperkingen van kracht, vooral in de periode van de uittrek van schieraal naar zee. Door binnenvissers in het IJsselmeer en het riviergebied wordt sinds jaren in toenemende mate de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*) als bijvangst in de fuiken aangetroffen en is deze soort de laatste jaren steeds meer commercieel gevangen en verhandeld aan consumenten van vooral Aziatische afkomst in Nederland, Frankrijk, Spanje en Italië. Een beperkt deel wordt ook geëxporteerd naar bestemmingen in Azië, waaronder China en Korea (LEI, 2012). Waar aanvankelijk de vangst van de Chinese wolhandkrab gedeeltelijk als alternatief fungeerde voor de beperkte palingvisserij, verdween na april 2011 ook de visserij op deze soort in de gesloten gebieden (o.a. Benedenrivierengebied, grote rivieren, Ketelmeer, Noordzeekanaalgebied).

Uit langlopend onderzoek naar de PCB-gehalten in paling in de grote rivieren en het Benedenrivierengebied (De Boer *et al.* 2010) is bekend dat deze gehalten sinds eind zeventiger jaren van de vorige eeuw een gestaag dalende trend vertonen. Deze afname verloopt het laatste decennium minder sterk en het zal waarschijnlijk nog vele decennia zal duren voordat de natuurlijke gehalten van PCB's in paling in het gebied aan consumptie normen zullen voldoen. In verschillende studies (Geeraerts *et al.* 2011; De Boer *et al.*, 2010) is naar voren gebracht dat de hoge verontreinigingsdruk mogelijk een rol heeft gespeeld in de sterke achteruitgang van de palingstand sinds 1970.

Tegen deze achtergrond zijn door de vereniging van beroepsvissers in het Benedenrivierengebied (Verenigde Riviervissers Samen Sterk, VRSS) plannen ontwikkeld om met deze situatie om te gaan en is met steun van het Programma Innovatie in de Visketen (VIP) van het Ministerie ELI een onderzoek gestart naar de haalbaarheid en mogelijke effectiviteit van verwater- en uitzetexperimenten met jonge aal en Chinese wolhandkrabben, afkomstig uit gebieden met relatief hoge verontreinigingsdruk. De verwachting is dat met name door groeiverdunning de interne concentratie van contaminanten zowel bij de paling als bij de Chinese wolhandkrab af kan nemen. Dit is gebleken uit een eerdere studie van de Boer *et al.* (1994), waarbij jonge pootaal uit verontreinigd gebied gedurende 8 jaar werd gevolgd na het uitzetten in een afgesloten en relatief schoon water (Plas Milligensteeg) en een jaarlijkse concentratie afname in de orde van 25% werd gevonden voor PCB's als gevolg van groeiverdunning. Mogelijk verlaagde concentraties van contaminanten in krabben en paling uit kweek- en uitzetexperimenten dragen bij aan een voedselveiliger product voor de visserijsector en – in het geval van de paling- daarnaast mogelijk ook aan een verbeterde conditie en op termijn herstel van de soort.

In deze rapportage zijn de resultaten beschreven van een onderzoek naar dioxine en PCB-gehalten in Chinese wolhandkrab uit het Benedenrivierengebied. De resultaten van het onderzoek in de paling zullen in een apart rapport worden opgenomen.

De Chinese wolhandkrab is een exotische soort en van oorsprong afkomstig uit de Gele Zee bij Noord China en Korea. Vanaf ongeveer honderd jaar geleden wordt de soort ook gezien in West Europese estuaria en rivieren en heeft de soort zich vanaf ongeveer 1930 onder meer ook in Nederland gevestigd (Soes. De soort paait in het najaar in het estuarium en de kustgebieden. De volwassen mannetjes sterven in de

winter na de paring. De vrouwtjes dragen de bevruchte eitjes gedurende de winter bij zich, onder de abdominale plaat, en trekken verder naar zee waar in het voorjaar de larven vrijkomen. Schattingen van het aantal eitjes per vrouwtje zijn zeer hoog en lopen uiteen van 250.000 tot 1.000.000 (Soes *et al.*, 2010). Na het uitkomen van de eitjes sterven de vrouwtjes. In enkele maanden worden 3 larvale stadia doorlopen in het zoute kustwater, waarna de trek van juveniele krabben landinwaarts begint. Jonge krabben trekken in het voorjaar en gedurende de zomer stroomopwaarts naar zoetwater gebieden en groeien in enkele (2-5 jaar) op tot geslachtsrijpe dieren. De dieren zijn in staat om kortdurend over het land te lopen. Ze leven in holen of onder dekking gevende substraten (vegetatie, stenen) in periodes van verhoogde kwetsbaarheid, zoals tijdens de vervellingen. Ze kunnen ook holen graven in de oever en werden mede om die reden vroeger ook als bedreiging voor de veiligheid gezien. De dieren zijn omnivoor en de vooral de grotere adulte krabben hebben nauwelijks natuurlijke vijanden en kunnen zo andere inheemse soorten verdringen. Er zijn echter geen goede wetenschappelijk beschrijvingen van de effecten van de soort op de lokale biodiversiteit en het verdringen van soorten in Nederland. In het najaar trekken de paairijpe dieren naar de riviermonding in de kustgebieden van de Noordzee en de Waddenzee.



Figuur 1.1 Chinese wolhandkrab (Eriocheir sinensis)

De piek van de commerciële vangst valt samen met de trektijd van paairijpe dieren naar de riviermonding en het estuarium in de kustgebieden (Soes *et al.* 2007; Clark *et al.* 2009; LEI 2012, Kotterman *et al.*, 2012). Voor de commerciële vangst is vooral de gewichtsklasse van >100 gram van belang. In 2010, het jaar voorafgaand het instellen van vangstverbod, werd in naar schatting 140 ton Chinese wolhandkrab aangeleverd, waarvan 65 ton uit het IJsselmeergebied en 75 ton uit het Rivierengebied (LEI 2012). De opbrengst varieerde van 6-8 Euro per kilo in de periode 2008-2010 en oplopend tot 12 Euro per kilo in 2011 na instelling van het vangstverbod (LEI 2012). De verwachting van de Verenigde Riviervissers Samen Sterk is dat de productie in het Benedenrivierengebied aanmerkelijk hoger zou kunnen zijn dan de eerder genoemde 75 ton uit 2010

De eerste gegevens over verhoogde dioxine en PCB-gehalten in Chinese wolhandkrabben zijn afkomstig uit de studie van Clark *et al.* (2009) van het Britse Natural History Museum over krabben uit o.a. de Theems waarin ook gegevens voor twee Nederlandse locaties (Lek, Hollands Diep) waren opgenomen. Verdere informatie voor

Nederlandse is beschikbaar uit latere rapportages van IMARES en RIKILT, met in de studie van Kotterman en van der Lee (2011) gegevens voor 4 locaties, in Van der Lee *et al.* (2012) en Kotterman *et al.* (2012) met verdere gegevens voor 10 andere locaties, en in Van Leeuwen *et al.* (2013) gegevens voor 6 locaties, deels overeenkomend met vorige studies. De eerste beperkte gegevens uit Kotterman en van der Lee (2011) en Clark *et al.* (2009) zijn aanleiding geweest voor het instellen van het vangstverbod voor wolhandkrab in een aantal gebieden. Het verbod is niet ingesteld op grond van de Europese norm voor dioxines en dioxineachtige PCB's (EC 1259/2011) maar op grond van aanvullende risicoberekeningen voor specifieke consumenten. De Europese norm is geformuleerd voor witvlees uit de aanhangsels (scharen en poten) van krabben. Beschikbare gegevens over gehalten in witvlees uit aanhangsels (Clark *et al.* 2009, Van der Lee *et al.* 2012, en Van Leeuwen *et al.* 2013) geven aan dat deze in alle gevallen zeer laag zijn en op alle locaties voldoen aan de Europese norm. De hoge gehalten worden met name in het bruinvlees van het lichaam (kopborststuk) gevonden. Dit bruinvlees bestaat uit de hepatopancreas of middendarmklier en bij vrouwelijke krabben ook de eierstok. Onder de aanname, dat bij de specifieke groep van consumenten het bruinvlees meebereid of gegeten wordt, en onder aannames over frequentie van de consumptie en de geconsumeerde hoeveelheden is door een ambtelijke werkgroep (RIVM, RIKILT, VWA) berekend dat voor een beperkte groep (<5%) consumenten met een al hoge achtergrondbelasting van dioxines en PCB's door de consumptie van wolhandkrabben beperkte overschrijding van een Europese risicogrens voor de blootstelling aan dioxines, de 'tolerable weekly intake' (TWI) van 14 pg TEQ/kg lichaamsgewicht/week voor een volwassen persoon van 60 kg (SCF, 2000; 2001) niet uitgesloten kan worden. Deze berekeningen zijn de basis geweest van het instellen van het vangstverbod. Door de beroepsgroep van vissers is kritiek uitgeoefend op een aantal van de aannames over de geconsumeerde hoeveelheid (frequentie, grootte van porties). Op grond van blootstellingsscenario's afgeleid uit een recente marktverkenning van het LEI (Bakker en Zaalmink, 2012) met actuele consumptieschattingen werd geconcludeerd dat voor personen met een mediane achtergrond belasting met dioxines (P_{50}), gebaseerd op de studie van De Mul *et al.* (2008), geen overschrijding van de TWI plaats zal vinden bij consumptie van Chinese wolhandkrabben uit het gesloten gebied (Locatie Nieuwe Maas). Bij personen met een al hoge achtergrond belasting (P_{95}) uit andere voedingsmiddelen zal consumptie van twee porties krab per jaar tot een lichte (6%) overschrijding van de TWI kunnen leiden (VRSS 2012)

De hier beschreven studie naar dioxines en PCB-gehalten in the Chinese wolhandkrab is uitgevoerd in samenwerking met leden van de vereniging VRSS en het adviesbureau ATKB (Geldermalsen) en het CART laboratorium van de Universiteit van Luik en bestond uit de volgende onderdelen:

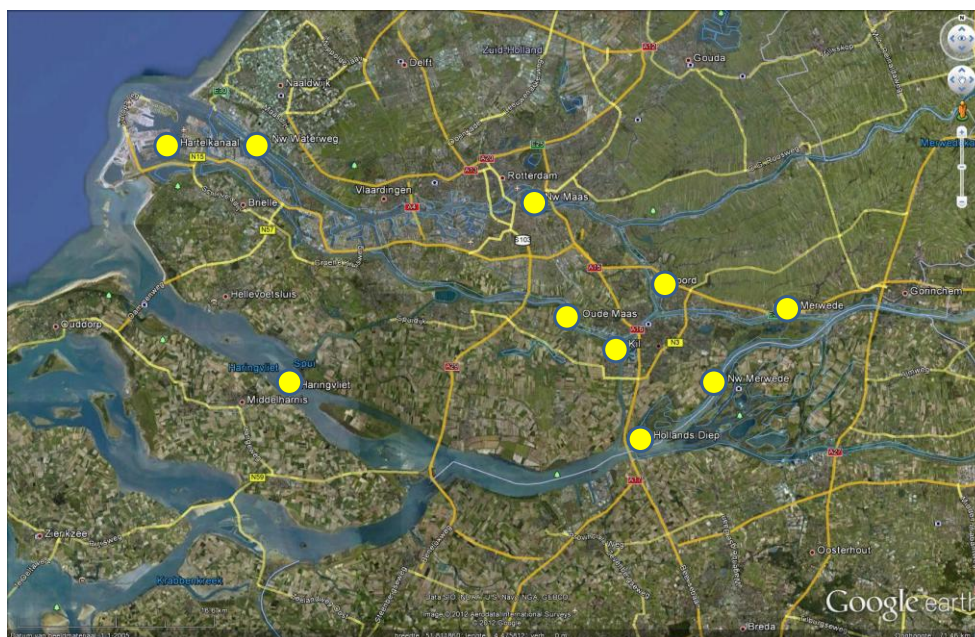
- een survey op 10 verschillende locaties in het Benedenriviereengebied met bemonstering op drie tijdstippen en onderscheid naar gewichtsklasse (50-100 g en >100 g)
- verwaterexperimenten (in juli en oktober 2012) met krabben uit het Hollands Diep, die gedurende 4 weken op relatief schoon grondwater werden gehouden en waarbij wekelijks werd bemonsterd.
- onderzoek naar de intra-orgaan spreiding, waarbij de variatie in gehalten tussen verschillende weefsels en organen in relatie tot het geslacht van de dieren is onderzocht. Dit is uitgevoerd op een tweetal locaties (Hollands Diep, Haringvliet Sluizen).

Het aanvankelijk geplande kweekexperiment met jonge krabben uit het gesloten gebied op schoon voer (o.a. groenteafval) heeft geen doorgang kunnen vinden vanwege het niet tijdig kunnen vinden van een vervangend bedrijf met voldoende faciliteiten voor het kweken van krabben binnen de korte looptijd van het project.

2 Methoden

2.1 Monstername

Chinese wolhandkrabben werden verzameld met schietfuiken op tien verschillende locaties in het voor de vangst gesloten gebied door in het gebied actieve beroepsvissers onder coördinatie van het adviesbureau ATKB, dat ook verantwoordelijk was voor het verkrijgen van de ontheffingen. Locaties zijn aangegeven in Figuur 2.1. Bijbehorende coördinaten, monsternamedata en betrokken visserijbedrijven zijn aangegeven in Tabel A1 (Bijlagen). Fuiken werden gedurende drie weken uitgezet en wekelijks gelicht in drie verschillende periodes: 1) 15 Mei - 4 Juni 2012; 2) 2- 18 Juli; en 3) 17 september - 8 oktober. Per locatie werden de verdeling over verschillende gewichtsklassen vastgesteld (<50 gram, 50-100 gram, en >100 gram). Van de gewichtsklassen 50-100 en 100+ werden per locatie (voor zover aanwezig) 25 dieren bemonsterd voor chemische analyse. Bemonsterde krabben werden aan boord in emmers bewaard en aan het eind van de visdag overgebracht naar gekoelde opslag (4 °C) bij een van de bedrijven (Van Wijk) en droog bewaard in per gewichtsklasse aparte polystyreen dozen (piepschuim, 50 L) en meestal binnen 48 uur (tot uiterlijk 72 uur in enkele gevallen) overgebracht naar het IVM laboratorium in Amsterdam. In een aantal gevallen kon het gewenste aantal krabben niet in één vangstweek bemonsterd worden en zijn de vangsten van twee of drie weken gecombineerd.



Figuur 2.1 Locaties monstername Chinese wolhandkrab. Coördinaten en aanvullende gegevens zijn weergegeven in Tabel A1 (Bijlagen).

Voor de verwaterexperimenten met Chinese wolhandkrabben uit het Hollands Diep, zijn er in juli en oktober 2012 voldoende krabben bemonsterd (ca. 200), zo veel mogelijk in de gewichtsklasse >100 g, en overgebracht naar speciale stalen bakken bij de Fa. Klop (zie Figuur 2.2) die gedurende 4 weken met grondwater werden gespeld. Het grondwater (20m diepte) was ontijzerd en had een temperatuur van 11-14 °C. Op verschillende tijdstippen (0, 1, 2, 3, en 4 weken) werden krabben bemonsterd (>20 per tijdstip) en overgebracht naar het laboratorium in Amsterdam.



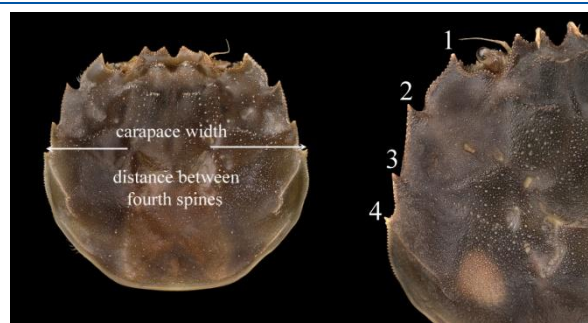
Foto's: K. Klop

Figuur 2.2 Verwaterexperiment. Chinese wolhandkrabben (afkomstig uit Hollands Diep) in bakken gespoeld met grondwater (4 weken) op het terrein van de Fa. Klop.

Aparte monsters werden ook verzameld voor het bepalen van de interne verdeling van gehalten over de verschillende organen en weefsels. Op de locaties Hollands Diep (oktober 2012) en Haringvlietsluizen (februari 2013) werden 50 of meer krabben verzameld in de gewichtsklasse >100 g en gelijk verdeeld over de geslachten.

2.2 Sectie

De krabben werden gekoeld bewaard (4 °C) en binnen 24 uur verwerkt. Per monster werd het aantal mannetjes en vrouwtjes vastgesteld op basis van de vorm van het achterlijf. Van ieder van de dieren werd het gewicht, de breedte en lengte van het rugschild geregistreerd, volgens door Dr. P. Clark (Natural History Museum, NHM, London) aangegeven instructies. De breedte werd gemeten in het midden van het rugschild, ter hoogte van de 4^e stekel (Figuur 2.3). De lengte werd opgemeten in het midden.



Figuur 2.3 Meting van breedte van rugschild van de Chinese wolhandkrab.
Foto's: Phil Crabb, NHM Photo Unit en ter beschikking gesteld door Dr. P. Clark (Natural History Museum, London). Opgenomen met toestemming van auteur.

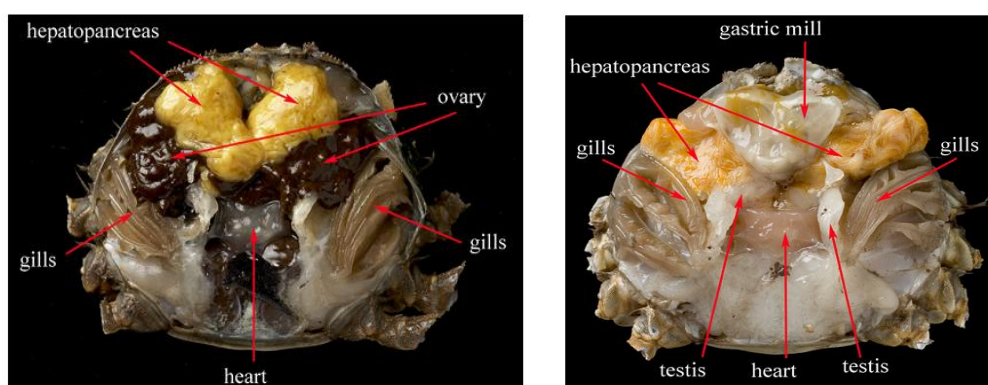
De dieren werden geëthanaseerd door ze gedurende 90-120 seconden (afhankelijk van de grootte) op droogijs (bevroren koolzuur, -80°C) te houden en aansluitend te verwerken. Met een oestersmes werd het kopborststuk (carapace) voorzichtig geopend

en werden verschillende weefsels bemonsterd met RVS scalpel en pincet: hepatopancreas (middendarmklier, bruinvlees), wit spierweefsel uit het kopborststuk (witvlees), en het witvlees uit de scharen en segmenten van het 1^e paar poten. Van iedere krab werd de hoeveelheid bemonsterd weefsel geregistreerd. Gezien het grote aantal te verwerken krabben is er vanaf gezien om ook het witvlees van de poten te verzamelen, omdat dit te veel tijd in beslag zou nemen om dit weefsel zorgvuldig vrij te prepareren. Per locatie en gewichtsklasse werden gepoolde monsters gemaakt van het bruin en witvlees van in principe 20 of meer krabben van beide geslachten. De volgende organen, niet relevant voor humane consumptie, zijn niet bemonsterd: hart, maag, kieuwen, darmkanaal.

Gemiddelde afmetingen en gewichten van de krabben, seksverdeling, alsmede bemonsterde hoeveelheden van de verschillende weefsels zijn weergegeven in Tabellen A.1-A.3 (Bijlagen). Gemiddeld werd voor de studie naar de ruimtelijke verdeling en seizoensvariatie, en de verwaterexperimenten ongeveer 10 g zacht weefsel verzameld voor de gewichtsklasse 50-100 en ongeveer 20 g zacht weefsel voor de >100 g (100+) gewichtsklasse.

Voor het onderzoek naar de intra-orgaan verdeling werden per locatie apart voor mannetjes en vrouwtjes de volgende weefsels en organen geprepareerd: hepatopancreas (middendarm klier), eierstokken met zich ontwikkelende eieren (alleen voor vrouwtjes), witvlees uit het kopborststuk en witvlees uit de scharen en poten (alle). Bij de mannetjes bleek de hoeveelheid testes te gering om voldoende monster voor analyse te leveren. Om deze reden zijn geen mannelijke gonaden bemonsterd.

In Figuur 2.4 is de ligging aangegeven van de verschillende organen bij vrouwelijke en mannelijke dieren verzameld door medewerkers van het Britse National History Museum te London in de periode dat de geslachtsorganen zich ontwikkelen. De krabben zijn op een bijzonder zorgvuldige wijze geprepareerd en gefotografeerd (P. Hurst, NHM Photo Unit) en ter beschikking gesteld door Dr. Paul Clark (NHM, Department of Zoology)



Figuur 2.4 Sectie van Chinese wolhandkrabben en ligging organen en weefsels en ontwikkeling van geslachtorganen (links: vrouwtje, rechts: mannetje). Onderscheiden organen: middendarmklier of verteringsklier (hepatopancreas), kieuwen (gills), hart (heart), maag (gastic mill), geslachtsorganen: eierstok (ovary) en testikel (testis). Foto's: Phil Hurst (NHM Photo Unit, november 2005) en ter beschikking gesteld door Dr. Paul Clark (NHM, Department of Zoology). Opgenomen met toestemming van auteurs.

2.3 Verdere monstervoorbehandeling

Per locatie en gewichtsklasse werden samengestelde (gepoolde) monsters (bij voorkeur 20 of meer dieren) gemaakt en voorzien van een registratie nummer voor de verdere analyses (IVM LIMS). De gepoolde monsters werden apart gehomogeniseerd met een Warren Blender met RVS messen en verdeel over monsters voor vetbepaling (ca. 5-10 gram), analyse van dioxines en PCB's (ca. 20-50 gram?) en een reservemonster (ca. 10-60 gram) en in glazen monsterpotjes afgedekt met Al folie en kunststof deksel opgeslagen bij -20 °C. Alle materialen en gebruikt voor sectie, monstervoorbehandeling en opslag waren vooraf gereinigd met detergent, dubbelgedioniseerd water en methanol. De monsters voor analyse van PCB's en dioxines zijn per koerier op droogijs (24-uurservice) naar het laboratorium in Luik verzonden.

2.4 Chemische analyses

De analyses van dioxines (17 PCDD's en PCDF's), dioxine-achtige PCB's (dl-PCB's; 12 non- en mono-ortho gesubstitueerde congenen) en indicator PCB's (6 congenen) zijn uitgevoerd door G. Scholl (MSc) van het CART Massaspectrometrie Laboratorium van de Universiteit van Luik onder supervisie van Prof. Dr. J. Focant. Dioxines en dioxineachtige (dl) PCB's zijn geanalyseerd met GC-HRMS, gaschromatografie gekoppeld aan hoge resolutie massaspectrometrie (HRMS). Gebruikte instrumentatie: Autospec Ultima (Micromass, Manchester, Groot Brittannië) met een VF-5S GC kolom (50 m x 0.2 mm ID x 0.33 µm df; Varian Inc., Sint-Katelijne-Waver, België) en PTV injector (5 µl; Agilent Technologies, Diegem, België). De toegepaste methode is geaccrediteerd (ISO-17025; Belgische accreditatie) in overeenstemming met de Europese regelgeving t.a.v. dioxines en toegepast in eerder onderzoek van het laboratorium (Focant *et al.* 2005, 2006, 2008, 2010; Geeraerts *et al.* 2011, Konuspayeva *et al.* 2011). Voor de niet dioxineachtige indicator PCB's (ndl-PCB's) is gebruik gemaakt van GC-MS, beschreven in dezelfde publicaties. Instrumentatie: MAT95 XL (ThermoFinniganMAT, Bremen, Duitsland) met HT-8 kolom (25 m x 0.22 mm ID x 0.25 µm df; SGE, Villebon, Frankrijk) en splitless injectie. De methode voor de indicator PCB's is weliswaar niet geaccrediteerd maar wordt onder vergelijkbare strenge kwaliteitseisen uitgevoerd. De toegepaste methoden zijn vergelijkbaar met de technieken toegepast in voorgaand onderzoek aan paling en vis (De Boer *et al.*, 2010; Van Leeuwen 2007, 2009) en Chinese wolhandkrab (Clark *et al.* 2009, Kotterman en van der Lee 2011, Van Leeuwen *et al.* 2013). Van de aangeleverde monsters zal een deel (gehomogeniseerd monster) tot 2 jaar na afronding van het onderzoek worden bewaard (-20°C). De concentraties zijn in dit rapport gerapporteerd, zowel op basis van direct gemeten concentraties, als ook op basis van dioxine equivalenten (TEQ's), conform de meest recente TEF waarden vastgesteld door een WHO werkgroep (WHO 2005 TEF's, beschreven in Van den Berg *et al.* 2006). In overeenstemming met de richtlijnen voor toepassing van de EU norm voor dioxines en dl-PCB's in voedingsmiddelen (EU 1259/2011) is bij de berekening van dioxine equivalenten (TEQ) voor monsters met gehalten van een dioxine congener onder de LOQ (limit of quantitation) uitgegaan van 'upperbound' waarden. In de tabellen in de bijlagen zijn de gehalten op TEQ basis zowel als 'upperbound' en 'lowerbound' weergegeven.

Vetbepaling

De vetbepalingen werden uitgevoerd met een geaccrediteerde methode waarbij geen gebruik gemaakt wordt van gechlorideerde oplosmiddelen (Smedes, 1999). Vet wordt geëxtraheerd met een mengsel van cyclohexaan en 2-propanol en na fasescheiding en

indampen aansluitend gravimetrisch bepaald. De methode levert vergelijkbare resultaten als de klassieke methode volgens Bligh and Dyer (1959) met chloroform en methanol extractie.

Kwaliteitsbewaking

De werkzaamheden binnen deze studie vielen onder de ISO-17025 (2005) accreditatie van het CART Massaspectrometrie Laboratorium, Universiteit van Luik (BELAC, Belgische organisatie voor accreditatie, accreditatie nummer: 157-TEST, <http://belac.fgov.be>) en van het IVM laboratorium, Vrije Universiteit (Nederlandse Raad van Accreditatie, nummer L476, <http://www.rva.nl>). Voor de kwaliteitsbewaking is gebruik gemaakt van geschikte interne controle monsters (IRM) op basis van een gehomogeniseerd mengmonster van wolhandkrab vlees (voor de vetbepaling), een vishomogenaat (ndl-PCB's), en gehomogeniseerde melk (PCDD/F en dl-PCB analyses). De door CART toegepaste methoden voor de analyse van dioxines en PCB's zijn in overeenstemming met EU richtlijn No 252/2012 en voorgaande richtlijnen voor de analyse van dioxins, dioxine-achtige PCB's en niet-dioxine-achtige PCB's in voedsel. Het laboratorium neemt deel aan ringonderzoek voor dioxines and PCB's georganiseerd door het European Union Reference Laboratory for Dioxins and PCB's in Feed and Food (EURL) in Freiburg, Duitsland (<http://www.crl-freiburg.eu/dioxin/news.html>) en inter-laboratorium studies georganiseerd door het Norwegian Institute of Public Health (NIPH) te Oslo, Noorwegen (ILC-POPs in food programma; <http://www.fhi.no>). Exemplaren van geautoriseerde laboratorium rapportages met de ruwe resultaten zijn op het laboratorium bewaard in verband met traceerbaarheid en controle van verdere bewerkingen.

Dataverwerking

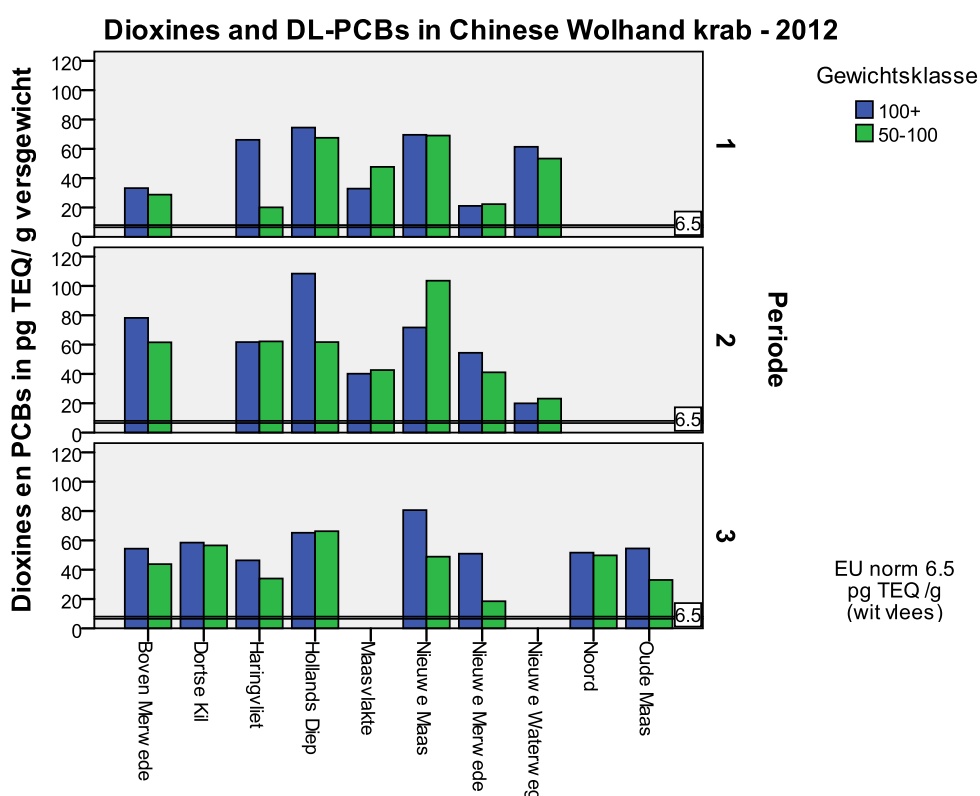
Voor de gegevens verwerking is gebruik gemaakt van SPSS v20 en R v3.0 (R-Core Team 2013) voor berekenen van basis 'statistics', correlaties, en diverse non parametrische testen (o.a. Wilcoxon rang som test). Omdat uiteindelijk niet op alle locaties voldoende monsters verzameld konden worden is afgezien van het oorspronkelijke plan om met variantieanalyse (ANOVA) verschillen tussen locaties, periodes, gewichtsklassen te onderzoeken en om de invloed van eventuele interacties tussen deze factoren en het vetgehalte (ANCOVA) in kaart te brengen. In plaats daarvan is in het huidige rapport een kwalitatieve bespreking van deze factoren opgenomen.

3 Resultaten en discussie

3.1 Resultaten survey 2012

Chinese wolhandkrabben waren niet altijd in voldoende mate aanwezig op de gekozen locaties. Op 5 van de 10 locaties waren beide gewichtsklassen aanwezig tijdens ieder van de drie bemonsteringscampagnes. Op 2 locaties konden tijdens twee periodes krabben bemonsterd worden, en op 3 locaties slechts tijdens 1 periode. Het aantal krabben per samengesteld monster (zie tabel A.1, Bijlagen) varieerde voor de meeste monsters (84%, 37 van de 44) van 10-20 dieren, met uitzondering van 7 monsters met lagere aantallen dieren per monster (4 monsters 5-9 en 3 monsters <3). Het monster van de locatie Nieuwe Maas in periode 2 bestond uit 1 (>100 g) en 2 (50-100 g) krabben is als indicatief monster meegenomen in de analyses.

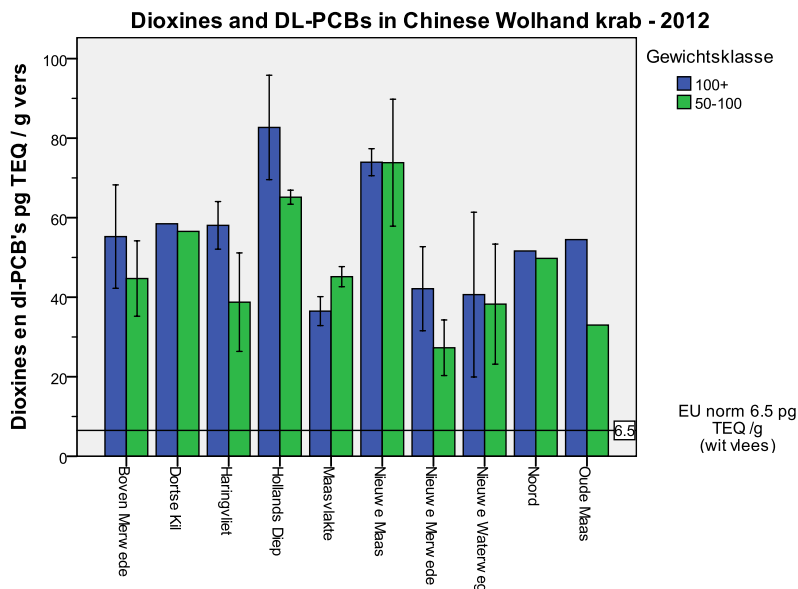
De dioxine gehalten (som van PCDD's, PCDF's en dl-PCB's in pg TEQ/g product) van gemengd bruin en witvlees van Chinese wolhandkrabben in het Benedenriviereengebied lagen op alle locaties boven de waarde van de EU norm van 6.5 pg TEQ/ g product voor witvlees uit de poten (zie Figuur 3.1 en Tabel A.4 - A.7) Dit werd waargenomen voor beide gewichtsklassen (50-100 g en >100 g) tijdens 1 of meer van de onderzoeksperiodes.



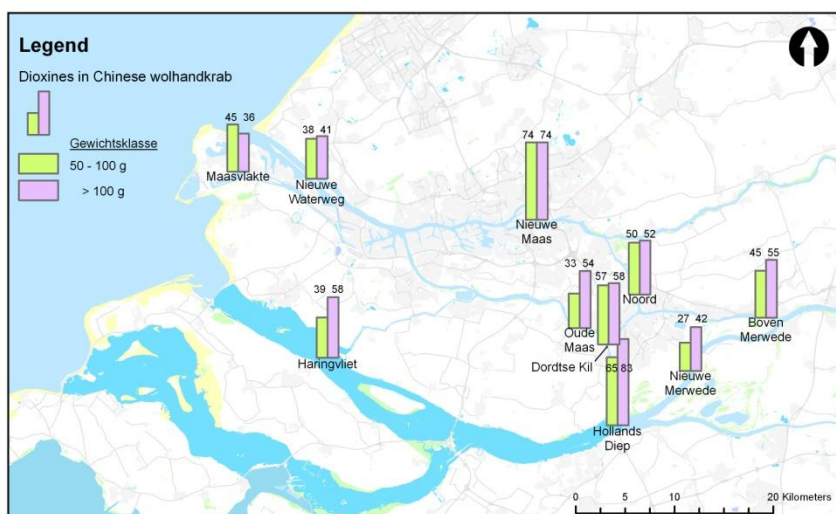
Figuur 3.1 Gehalten dioxines en dioxineachtige PCB's (in pg TEQ/g product) in Chinese wolhandkrab in het Benedenriviereengebied. Gegevens per locatie, gewichtsklasse en bemonsteringsperiode: (1) mei 2012, (2) juli 2012 en (3) september/oktober 2012 en in vergelijking met de EU norm (1259/2011) van 6.5 pg TEQ/g voor wit vlees van poten en scharen van krabben .

De totaal dioxine gehalten (pg TEQ /g product) varieerden van 18 (Nieuwe Merwede, 50-100g, periode 3) tot 108 (Hollands Diep, >100 g, periode 2). Aanzienlijke verschillen werden waargenomen tussen afzonderlijke locaties (Figuur 3.2 en 3.3), met in het algemeen lagere gehalten op de locaties Nieuwe Merwede (18 - 54 pg TEQ/g) en Maasvlakte (32 - 47 pg TEQ/g) en hogere gehalten voor Hollands Diep (62 - 108 pg TEQ/g) en Nieuwe Maas (49 -104 pg TEQ/g).

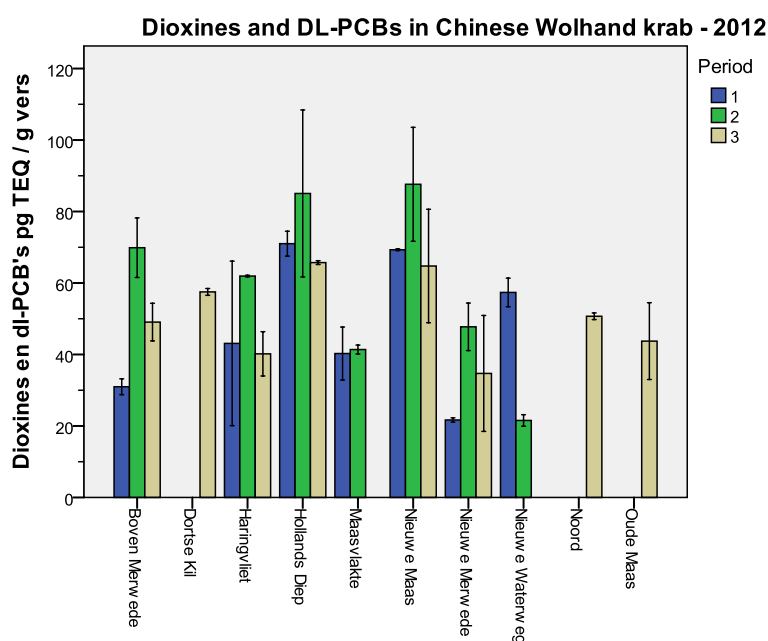
Voor de vijf locaties waar beide gewichtsklassen tijdens alle drie periodes bemonsterd konden worden (Boven Merwede, Haringvliet, Hollands Diep, Nieuwe Maas, Nieuwe Merwede), geldt dat de gehalten aan dioxines in de >100 g klasse gemiddeld hoger of gelijk zijn ten opzichte van de gehalten in de 50-100 klasse (zie Figuur 3.2). Met uitzondering van de locatie Maasvlakte, is deze trend ook aanwezig op de andere locaties waar niet tijdens alle periodes voldoende krabben bemonsterd konden worden (Dordtse Kil, Nieuwe Waterweg, Noord, Oude Maas)



Figuur 3.2 Gemiddelde gehalten (\pm 'standard error' van het gemiddelde) per locatie en gewichtsklasse voor dioxines en dioxineachtige PCB's (in pg TEQ/g product) in Chinese wolhandkrab in het Benedenrivierengebied. Gemiddelden over de drie bemonsteringsperiodes in vergelijking met de EU norm (1259/2011) voor wit vlees van aanhangsels van krabben

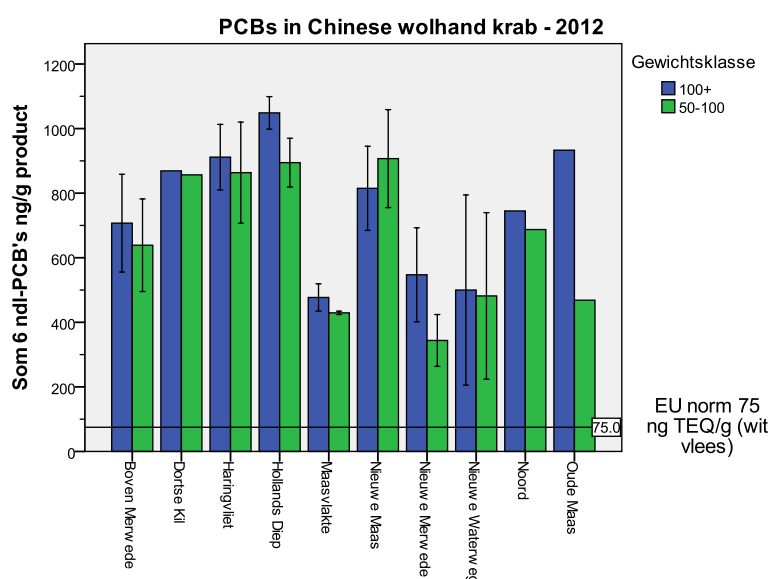


Figuur 3.3 Ruimtelijke verdeling van de gemiddelde gehalten per locatie en gewichtsklasse voor dioxines en dioxineachtige PCB's (in pg TEQ/g product) in Chinese wolhandkrab in het Benedenrivierengebied.



Figuur 3.4 Variatie per periode. Gemiddelde gehalten (\pm 'standard error') per locatie en periode voor dioxines en dl-PCB's (in pg TEQ/g product).

In Figuur 3.4 is de variatie per seizoen weergegeven en zijn de gemiddelden per locatie en per periode weergegeven (over beide gewichtsklassen). Voor de 5 locaties met waarnemingen voor alle drie de periodes is een vergelijkbaar patroon aanwezig met hogere gehalten in de tweede periode ten opzichte van de eerste en de derde periode. De locatie Nieuwe Waterweg wijkt af met verlaagde gehalten in tweede periode.

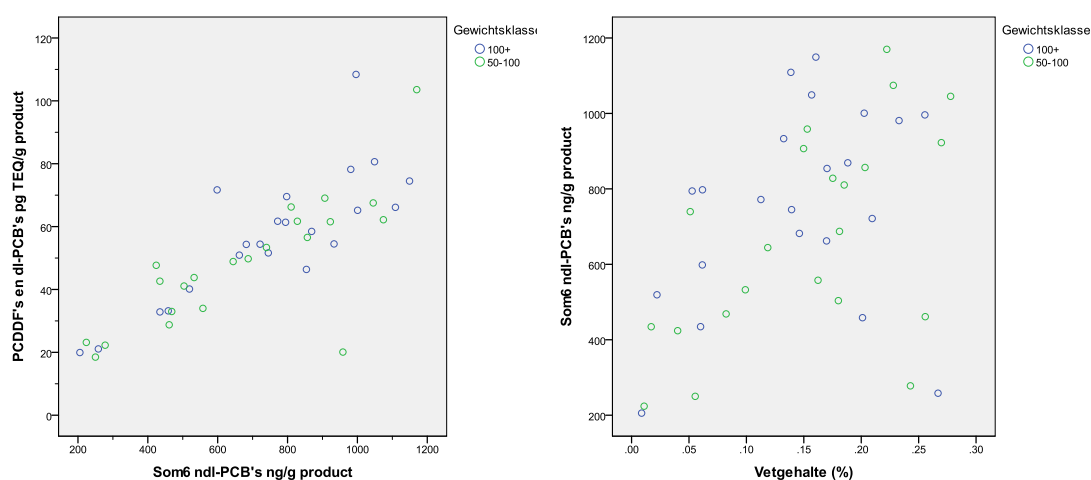


Figuur 3.5 ndl-PCB's. Gemiddelde gehalten (\pm 'standard error') per locatie en gewichtsklasse voor niet dioxineachtige PCB's (ndl-PCB's, Σ 6-PCB's in $\mu\text{g}/\text{kg}$ product, overeenkomend met ng/g) in Chinese wolhandkrab in het Benedenrivierengebied. Concentraties zijn bepaald in een mengsel van bruin en wit vlees. Gemiddelden zijn berekend over de drie bemonsteringsperiodes en vergeleken met de EU norm (1259/2011) voor indicator PCB's in wit vlees van aanhangsels van krabben.

De PCB-gehalten (Σ 6 ndl-PCB's) liggen in alle gevallen boven de EU norm van 75 $\mu\text{g}/\text{kg}$ product voor witvlees van aanhangsels van krabben en vertonen een vergelijkbaar patroon met verschillen tussen de locaties (Figuur 3.5). Relatief lagere gehalten worden gevonden op de locaties Nieuwe Merwede (258 - 721 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Maasvlakte (435 - 519 $\mu\text{g}/\text{kg}$) en Nieuwe Waterweg (205 - 794 $\mu\text{g}/\text{kg}$) en hogere gehalten voor Hollands Diep (996 - 1149 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Haringvliet (912 - 1109 $\mu\text{g}/\text{kg}$) en Nieuwe Maas (598 - 1048 $\mu\text{g}/\text{kg}$).

De PCB-gehalten op de verschillende locaties in het Benedenrivierengebied zijn significant gecorreleerd met de totaal dioxine gehalten (Pearson, $r = 0.801$, $p < 0.001$, $n=44$). Voor beide gewichtsklassen is de correlatie vergelijkbaar (zie Figuur 3.6). Enkele locaties wijken af van de relatie, o.a. Haringvliet (50-100 g, periode 1) met een relatief laag dioxinegehalte (20 pg TEQ/g) bij een relatief hoog PCB-gehalte (958 $\mu\text{g}/\text{kg}$) en Hollands Diep (>100 g, periode 2) met een relatief verhoogd dioxine gehalte (108 pg TEQ/g) bij een PCB-gehalte van 996 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Zowel de PCB-gehalten als de dioxine concentraties zijn in beperkte mate gecorreleerd met het vetgehalte van de krabben, met een correlatie coëfficiënt (Pearson, $n=44$) van $r = 0.439$ ($p < 0.005$) voor de Σ 6-PCB's en $r = 0.307$ ($p < 0.05$) voor de som van dioxines en ndl-PCB's, uitgedrukt op TEQ basis. Voor het totaal van gechloroerde dioxines en dibenzofuranen, uitgedrukt als concentratie in pg /g product, bedraagt de correlatie coëfficiënt $r = 0.472$ ($p < 0.002$).



Figuur 3.6 Scatter plots. (1) Relatie tussen PCB-gehalten ($\sum 6$ PCB's $\mu\text{g}/\text{kg}$ product, overeenkomend met ng/g) en concentratie dioxines en dl-PCB's ($\text{pg TEQ}/\text{g}$ product, upperbound) per gewichtsklasse en over alle locaties en periodes in het Benedenriviereengebied.
(2) Variatie van $\sum 6$ -PCB-gehalten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ product) met het vetgehalte (% productbasis)

Het aandeel dioxines (PCDD's en PCDF's) in de $\sum\text{TEQ}$ gehalten is gemiddeld (\pm standaard deviatie) 48 ± 5 % en loopt uiteen van 32% tot 57% (berekend op basis gegevens in Tabel A.4). Het aandeel van de dioxines (PCDD's en PCDF's) is relatief hoog ten opzichte van de bijdrage van ndl-PCB's en lijkt op het aandeel dat ook in sediment wordt gevonden. Voor paling en andere zoetwater- en zeevis zijn door Van Leeuwen *et al.* (2007) waarden van 13-47% gerapporteerd voor het aandeel van dioxines. Ook door Van Leeuwen *et al.* (2013) zijn vergelijkbare waarden (35-58%) voor het aandeel van dioxines in de Chinese wolhandkrab gerapporteerd. Het hoge aandeel van de dioxines is waarschijnlijk veroorzaakt door de aanwezigheid van dioxines in sediment en zwevend stof in de Rijn en Maas, door een hoge beschikbaarheid in het voedsel van de wolhandkrab en door het lage vermogen tot biotransformatie van dioxines.

3.2 Verwaterproef

Mat krabben uit het Hollands Diep zijn in de maanden juli en oktober verwater-experimenten uitgevoerd. Zoveel mogelijk is bij deze experimenten gewerkt met krabben uit de grootteklasse 50-100 g. Alleen voor de T=0 waarde van de tweede serie bleek dat de bemonsterde krabben allen in de grootteklasse >100 g vielen. De PCB en dioxine concentraties, vetgehalten, en biologische gegevens van de afzonderlijke monsters zijn weergegeven in Tabellen A.2 en A.8 (Bijlagen). In Figuur 3.7 is het verloop van de concentratie van dioxines en dl-PCB's weergegeven gedurende de periode van 4 weken verwateren.

Voor de serie van juli 2012 is in de eerste week een lichte afname waarneembaar (20 %), gevolgd door variërende gehalten in week 2 t/m 4. Het uiteindelijke gehalte na 4 weken ligt 11 % lager dan de uitgangswaarde bij het begin van het experiment.

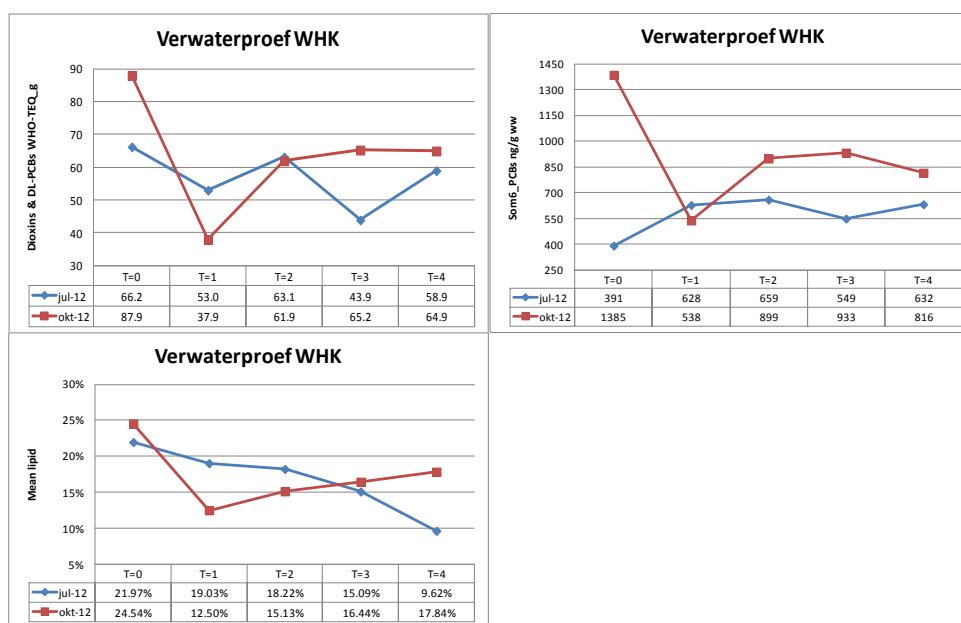
Bij de serie in oktober valt op dat de startwaarde van het experiment relatief hoog ligt. Ook bij deze serie is een initiële afname te zien van 57% na de eerste week. In de periode daarna lopen de gehalten weer op tot een waarde na 4 weken die 26 % lager

ligt dan de uitgangswaarde. Bij de relatief hoge waarde voor T=0 waarde heeft mogelijk meegespeeld dat de concentraties bepaald zijn in de gewichtsklasse >100 g, waardoor vertekend beeld kan zijn ontstaan ten opzichte van de andere waarnemingen die allen voor de gewichtsklasse 50-100 g zijn bepaald. Indien uitgegaan wordt van de gegevens uit de zelfde periode voor de grootteklasse 50-100 g op de locatie Hollands Diep, zou de beginconcentratie op een waarde liggen rond de 66 pg TEQ/g product en is er sprake van een geringere initiële afname in de eerste week van de dioxine-concentratie van ongeveer 43% en een waarde na 4 weken die 2 % lager ligt dan de uitgangswaarde. Het is niet bekend in hoeverre tijdens het verwateren sommige krabben een vervelling hebben ondergaan en dit en mogelijk kannibalisme van invloed is geweest op de resultaten

In beide gevallen is er voor de dioxines en dl-PCB's sprake van een initiële afname en daarna variërende of weer oplopende gehalten. Bij de indicator PCB's is dit in slechts 1 van de experimenten te zien. Door beperkingen in de proefopzet is het niet goed mogelijk om aan te geven of het om significante verschillen gaat. Voor het toepassen van statistische toetsen (zoals bijvoorbeeld ANOVA, variantieanalyse) hadden per tijdstip meerdere monsters uit verschillende bakken genomen en geanalyseerd moeten worden. Gezien het aantal hiervoor benodigde aantal krabben (25 per monster) en de kosten van de verwaterbassins en chemische analyses is daar vanwege het verkennende karakter van dit experiment vanaf gezien. Voor het toepassen van non-parametrische testen op het verschil tussen week 0-1 en week 2-4 (bijvoorbeeld de Wilcoxon rangsom toets) is het aantal tijdstippen (n=2 en n=3) te laag, waardoor het onderscheidend vermogen van de test te laag is om significante verschillen te kunnen detecteren.

Nu is niet goed aan te geven in hoeverre de variatie per tijdstip groter of kleiner is dan de variatie tussen de tijdstippen en kunnen we niet uitsluiten dat het patroon misschien het gevolg is van een toevallige combinatie van uitschieters omhoog of omlaag. Anderzijds wordt door het werken met mengmonsters (14-20 krabben in deze experimenten) bereikt dat het effect van verschillen tussen individuele krabben beperkt zal zijn. Een indicatie van de variabiliteit van een mengmonster kan mogelijk ontleend worden aan de gegevens beschreven in Kotterman *et al.* (2012). Voor een aantal locaties zijn in die studie de gehalten dioxines en PCB's bepaald in individuele krabben. In de betreffende publicatie zijn echter geen gegevens over de variabiliteit (standaard deviatie, 'standard error') per locatie opgenomen. Een ruwe schatting afgeleid uit 'scatter plots' geeft aan dat, als de gehalten een normale verdeling zouden volgen, de steekproef standaarddeviatie van het dioxinegehalte mogelijk in de orde van 30-50% kan liggen (variatie coëfficiënt); voor het maken van mengmonsters van 20 krabben, zou dit dan neerkomen op een geschatte standaard fout in het gemiddelde gehalte die mogelijk meer dan een factor 4 ($\sqrt{20}$) lager ligt en op 7-12% zou uitkomen.

Door de variabiliteit van de gegevens lijkt er nu overall over de gehele periode van 4 weken geen sprake van een significante afname van de dioxinegehalten. Kwalitatief bezien zijn de gehalten dioxines en dl-PCB's na week 3-4 (n=2) niet consequent lager dan de waarden uit de eerste periode (week 0-3).



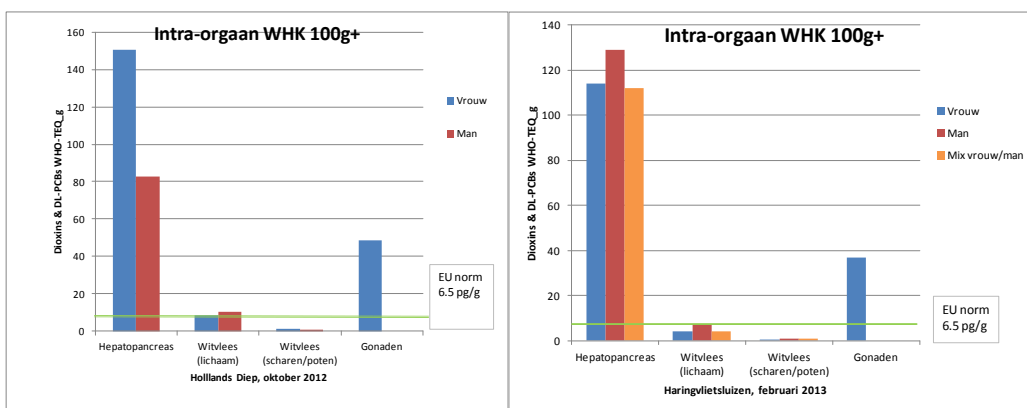
Figuur 3.7 Verwaterexperimenten. Verloop van gehalten aan dioxines en dl-PCB's (links boven), indicator PCB's ($\Sigma 6$ -PCBs) (rechtsboven), en het vetgehalte (links onder) tijdens de periode van 4 weken.

Voor de ndl-PCB's werd voor de oktober serie een vergelijkbaar patroon gevonden als voor de dioxines. Bij de juli serie komen het patroon voor dioxines en de indicator PCB's niet overeen en is sprake van aanvankelijk oplopende PCB-gehalten tijdens het experiment, waarvoor geen verklaring gegeven kan worden. Het vetgehalte in de juli serie vertoont een monotoon afnemend patroon, mogelijk als gevolg van het feit dat de dieren niet bijgevoerd worden en tijdens het experiment een deel van de vet-reserves hebben verbruikt. Bij de oktober serie is na een initiële afname sprake van weer een toename van het vetgehalte, waarvoor geen verklaring kan worden gegeven. Mogelijk is er sprake geweest van kannibalisme, bijvoorbeeld van individuen die een vervelling ondergaan. In de tank waren geen voorzieningen aanwezig waaronder of waarin de dieren zich konden terugtrekken tijdens de kwetsbare periode van de vervelling. In de bakken werden na afloop van het experiment resten van pantsers aangetroffen, duidend op vervelling en/of kannibalisme.

Samenvattend geven de resultaten aan dat er voor dioxines en dl-PCB's in wolhandkrabben na een afname (20-57%) in de eerste week variabele resultaten werden gevonden, met na 4 weken en gecorrigeerd voor verschillen in gewichtsklasse iets lagere gehalten (2-11%) dan aan het begin van het experiment. Voor de ndl-PCB's werd deze initiële afname niet in beide experimenten waargenomen. De vetgehalten liepen in het eerste experiment (juli, 2012) terug, consistent met het effect van niet bijvoeren en interen op de eigen lichaamsvoorraad aan vet. In het tweede experiment (oktober 2012) was sprake van oplopende vetgehalten, die op mogelijk kannibalisme duiden. Door beperkingen in de proefopzet kunnen geen definitieve conclusies worden getrokken. Aanbevolen wordt om de waargenomen initiële afname van dioxines in meer uitgebreide experimenten te bevestigen, en hierbij ook het effect van bijvoeren met schoon voedsel (groeiverdunning) mee te nemen.

3.3 Verdeling over weefsels en organen

Voor twee locaties (Hollands Diep, Haringvliet Sluizen) is onderzoek gedaan naar de verdeling van de gehalten over organen en weefsel. In Figuur 3.8 is duidelijk te zien dat de hoogste gehalten worden gevonden in de middendarmklier (hepatopancreas) en in minder mate de eierstok bij vrouwtjes. De laagste gehalten worden gevonden in het witvlees van de aanhangsels (scharen en poten), alsmede het witvlees uit het kopborststuk (lijf), dat net onder of rondom de EU norm van 6.5 pg TEQ/g product voor witvlees van aanhangsels ligt. Het gehalte in witvlees van de aanhangsels ligt in alle gevallen ruim onder de norm. De gegevens voor het witvlees uit de scharen en poten bevestigen eerdere conclusies uit de studies van Van der Lee *et al.* (2012) en Van Leeuwen *et al.* (2013) dat witvlees van de aanhangsels van de Chinese wolhandkrab op alle locaties voldoet aan de EU norm voor dioxines en dioxineachtige PCB's.



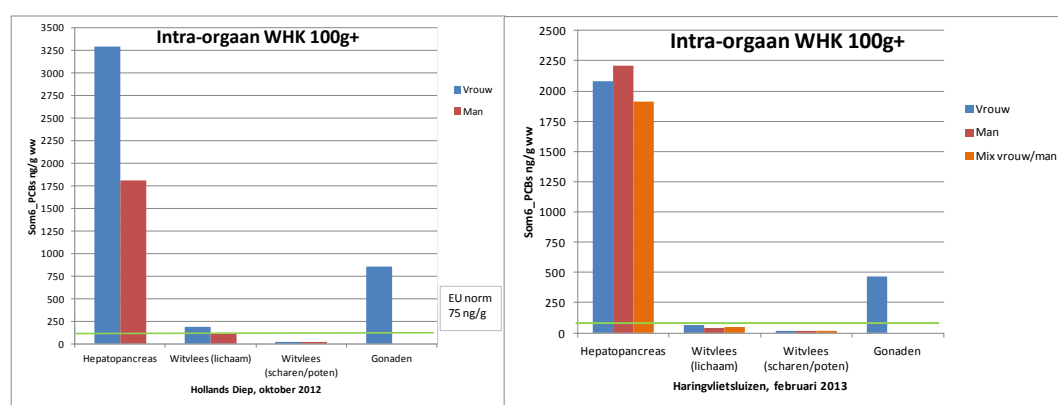
Figuur 3.8 Verdeling van concentratie dioxines en dl-PCB's (pg TEQ/g product) over verschillende weefsels en organen: hepatopancreas (middendarmklier), gonaden (eierstok bij vrouwtjes), witvlees kopborststuk, witvlees aanhangsels.

Zoals eerder aangegeven was het niet mogelijk om voldoende materiaal van de testis van mannetjes te verzamelen voor analyse. Bij het vrij prepareren van het witvlees uit het kopborststuk, gelegen onder de kieuwen bij de aanhechting van de poten, is de kans aanwezig dat losgelaten stukjes zacht weefsel van de eerder verwijderde middendarmklier worden meegenomen. Hoewel zorgvuldigheid is betracht om dit te vermijden bij de sectie, kan het niet worden uitgesloten dat dit zich heeft voorgedaan en mogelijk heeft geleid tot de iets verhoogde gehalten in het witvlees uit het kopborststuk ten opzichte van het witvlees uit scharen en poten. Bij consumptie van gekookte krab zijn de weefsels mogelijk meer compact en is er minder kans dat het witvlees uit het lichaam vermengd wordt met vlees van de hepatopancreas.

Gezien de zeer grote verschillen in dioxinegehalten tussen de verschillende weefsels is het van grote invloed op welke wijze en in welke weefsels de gehalten zijn bepaald. In het onderzoek van Clark *et al.* (2009) naar dioxine en PCB-gehalten in de Theems en enkele Nederlandse locaties is om die reden bewust gekozen voor het analyseren van alleen bruinvlees, i.e. de hepatopancreas en (indien aanwezig) ook de vrouwelijke gonaden.

De zeer hoge gehalten door Clark *et al.* (2009) gevonden in het bruinvlees van in 2007 genomen monsters uit de Lek bij Vianen en het Hollands Diep (80 – 143 pg TEQ/g product) kunnen hierdoor worden verklaard en zijn in lijn met de gehalten die in de onderhavige studie in de hepatopancreas zijn gevonden voor de Haringvliet Sluizen en

het Hollands Diep (83 – 151 pg TEQ/g product). In de Nederlandse studies van Kotterman en van der Lee (2011), Van der Lee *et al.* (2012) en Van Leeuwen *et al.* (2013) is net als in deze studie vooral gewerkt met een mengsel van bruin en wit vlees en zijn de gehalten op overeenkomstige locaties om die reden in het algemeen aanzienlijk lager dan de waarden gevonden door Clark *et al.* (2009), die mede van invloed zijn geweest op de instelling van het vangstverbod in 2011. Bij de door IMARES en RIKILT uitgevoerde studies zijn bij de sectie van het lichaam ook maag en hart mee bemonsterd, hoewel deze onderdelen door consumenten meestal niet worden gegeten. Het is overigens niet te verwachten dat dit een grote invloed heeft op eindgewicht van het mengsel van bruin en witvlees uit het lichaam en de gehalten. Kort samengevat is het duidelijk dat de verhouding bruinvlees *versus* witvlees bij de bemonstering van grote invloed is op de te vinden gehalten en dat hier bij het vergelijken van de verschillende studies rekening mee gehouden moet worden.



Figuur 3.9 Verdeling van concentratie van indicator PCB's ($\sum 6$ ndl-PCB's $\mu\text{g} / \text{g}$ product) over verschillende weefsels en organen: hepatopancreas (middendarmklier), gonaden, witvlees kopborststuk, witvlees aanhangsels.

Voor de PCB's wordt hetzelfde beeld gevonden als voor de dioxines met gehalten aan $\sum 6$ ndl-PCB's in het witvlees van scharen en poten die ruim onder de EU norm (1259/2011) van 75 $\mu\text{g}/\text{kg}$ product liggen (Figuur 3.9). De sterke verschillen in gehalten tussen weefsels en organen zijn gerelateerd aan vergelijkbaar grote verschillen in het vetgehalte (zie Tabel A9): hepatopancreas (21-39%), gonaden (11-14%), witvlees lichaam (1.2-2.5%) en witvlees scharen en poten (0.6-0.8%).

In enkele monsters witvlees lag het gehalte van octachloordibenzodioxine (OCDD) onder de detectiegrens. Het hanteren van de upperbound concentraties voor de berekening van de TEQ gehalten had een verwaarloosbaar effect op het berekende totaal TEQ gehalte vanwege de lage TEF waarde (0.0003) voor deze congener.

3.4 Vergelijking met eerdere nationale studies

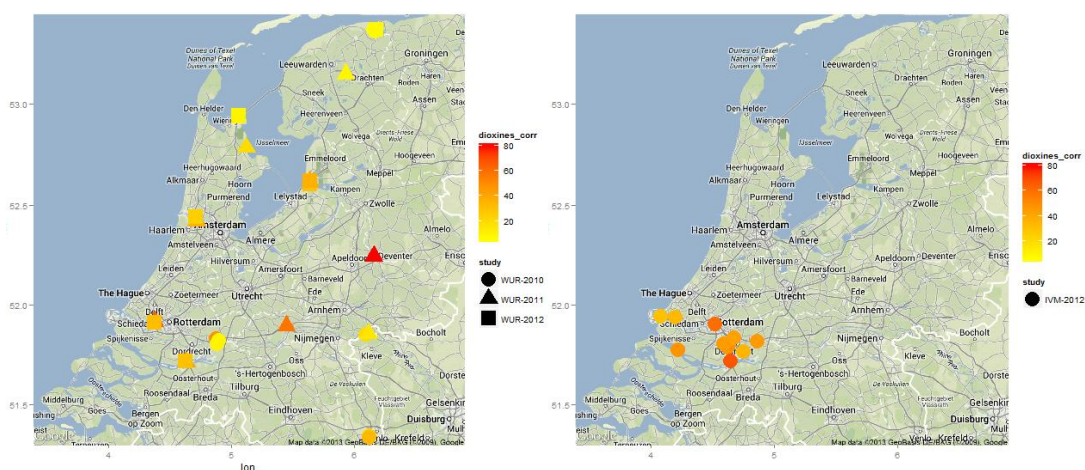
De in deze studie gevonden gehalten liggen voor vergelijkbare gebieden in dezelfde orde van grootte als eerder uitgevoerde studie. In het onderzoek van Kotterman en Van der Lee (2011) op vier locaties zijn voor de locatie Merwede totaal TEQ gehalten (TEF-waarden conform WHO-1998, Van den Berg, 1998) gevonden in een mengsel van bruin en witvlees uit het lichaam uiteenlopend van 16-17 pg TEQ/g product in de herfst tot een waarde van 96 pg TEQ/g in de zomer. De in deze studie gevonden waarden voor de Nieuwe Merwede van 18-54 pg TEQ/g (TEF waarden WHO-2005) sluiten daar redelijk op aan. In Figuur 3.10 is een vergelijking gemaakt met eerder

gerapporteerde gegevens, waarbij is gecorrigeerd voor de gehanteerde TEF waarde en de mate waarin witvlees uit de aanhangsels is meegenomen. De grote variabiliteit met name op locaties in het trekgebied van de wolhandkrab wordt waarschijnlijk mede veroorzaakt door onzekerheden in de herkomst van de dieren, die kan variëren van nabijgelegen locaties in de rivieren tot schone polders in het achterland voor volwassen dieren.

In de rapportage van Van der Lee *et al.* (2012) over 9 locaties zijn o.a. gegevens beschreven voor Hollands Diep en Nieuwe Maas (Pernis), verzameld in de oktober en november 2011. De gevonden gehalten (TEF waarden conform WHO-2005), bepaald in wit en bruin vlees uit het lichaam en gecorrigeerd voor een verdere verdunning door bijdrage uit vlees uit de scharen en poten (correctiefactor genoemd door auteurs: 0.69-0.71), varieerden van 41 pg TEQ/g (Hollands Diep) tot 64 pg TEQ/g (Nieuwe Maas). In het hier beschreven onderzoek werden in de derde periode op deze locaties hogere gehalten gevonden rond 65 pg TEQ/g voor Hollands Diep en een vergelijkbare range van 49-81 pg TEQ/g product voor de Nieuwe Maas. De in het witvlees van scharen en poten gevonden gehalten in de studie van Van der Lee *et al.* (2012) bedroegen 0.7 – 2 pg TEQ/g en waren vergelijkbaar met de in deze studie gevonden waarden voor witvlees in appendages 0.5 – 1.3 pg TEQ/g (Hollands Diep en Haringvlietsluizen).

In de recente studie van Van Leeuwen *et al.* (2013) op 7 verschillende locaties zijn o.a. gegevens opgenomen voor Hollands Diep (bemonsterd in oktober 2012) en de Nieuwe Maas (Pernis, bemonsterd in juni 2012). De gevonden gehalten totaal TEQ (TEF waarden conform WHO-2005) van 43-45 pg TEQ/g op deze locaties voor bruin en witvlees uit het lichaam en 0.8 – 2.7 in witvlees van de appendages liggen in een vergelijkbare orde van grootte. Na correctie voor het aandeel witvlees uit lijf en aanhangsels op basis van de factor (0.69) ontleend aan de studie van Van der Lee *et al.* (2012) komen de gehalten gevonden door Van Leeuwen *et al.* (2013) op 30-31 pg TEQ/g product en liggen daarmee ruim onder de in deze studie gevonden waarden.

Voor de vergelijking in Figuur 3.10 zijn de gegevens (waar nodig) gecorrigeerd voor toepassing van TEF waarden conform WHO-2005 (Van den Berg *et al.* 2006) en gecorrigeerd voor het aandeel in het monsters van het witvlees uit de aanhangsels. Voor omrekening van de gegevens uit Kotterman en van der Lee (2011) en Van Leeuwen *et al.* (2013) is een factor 0.69 gebruikt ontleend aan Van der Lee *et al.* (2012). De in deze studie gevonden waarden zijn gecorrigeerd met een factor 0.82, ontleend aan de in Tabel 3.1 (Sectie 3.5) samengevatte gegevens.



Figuur 3.10 Overzicht van gehalten aan dioxines en dioxineachtige PCB's in de Chinese wolhandkrab (pg TEQ/g versgewicht, gewichtsklasse >100 g) gevonden in deze studie (IVM-2012) en in verschillende studies van RIKILT en IMARES (WUR-2010, WUR-2011, WUR-2012). De gegevens zijn gecorrigeerd voor aanpassing aan WHO-TEF waarden uit 2005 (Van den Berg *et al.*, 2006) en omgerekend naar een mengmonster van bruinvlees en witvlees uit het kopborststuk en de aanhangsels. Studies: WUR-2010 (Kotterman en van der Lee 2011), WUR-2011 (Van der Lee *et al.* 2012), WUR-2012 (Van Leeuwen *et al.* 2013), IVM-2012 (deze studie).

De gegevens laten zien dat in de verschillende studies voor overeenkomstige gebieden min of meer vergelijkbare concentratie ranges zijn gevonden en bevestigen dat in het rivierengebied hogere gehalten voorkomen. In het Benedenrivierengebied is sprake van een aanzienlijke variatie tussen de locaties.

3.5 Consumerbare hoeveelheid bruinvlees – wit vlees

In de risicoschattingen die mede de basis hebben gevormd voor het instellen van het vangstverbod in 2011 (BuRO, 2011) en latere risicobeoordelingen (BuRO, 2013) zijn verschillende aannames gehanteerd voor de hoeveelheid geconsumeerde krabben en de hoeveelheid consumerbaar vlees per krab.

In de publicatie van Clark *et al.* (2009) wordt uitgegaan van de volgende gemiddelde hoeveelheden consumerbaar vlees per krab met een totaal lichaamsgewicht van 100 g: 8 g bruin vlees (hepatopancreas eventueel gemend met gonaden) en 11 g totaal witvlees (lichaam en poten). Als typische maaltijd wordt door hem omschreven: 2 gestoomde krabben met in totaal 16 g bruinvlees en 22 g 2 witvlees.

In de studie van Van der Lee *et al.* (2012) wordt op basis van gegevens van 25 krabben (Ketelmeer) de hoeveelheid consumerbaar vlees als % van het totale lichaamsgewicht uitgedrukt en een waarde van 15.1 % als hoeveelheid vlees (bruin en witvlees) uit het kopborststuk opgegeven en een hoeveelheid van gemiddeld 6.6 % van het lichaamsgewicht uit de appendages (scharen en poten). Als gemiddelde verhouding van lichaam/appendages word een waarde van 2.8 genoemd (min-max range: 0.9 – 6.8). In Kotterman *et al.* (2012) worden dezelfde gegevens als gewichten gepresenteerd. De gegevens voor de totale hoeveelheid consumerbaar vlees komen omgerekend voor een krab van 100 g redelijk overeen met de door Clark genoemde waarden.

De in deze studie bemonsterde hoeveelheden wit en bruin vlees zijn beschreven in Tabellen A.1-A.3. Bij de survey studie (Tabel A1) zijn van de appendages alleen de scharen bemonsterd en de segmenten van het 1^e paar poten. Voor 291 krabben uit de >100 g gewichtsklasse werd een gemiddeld totaal gewicht gevonden van 138 g, met gemiddeld 10 g bruin vlees, 6.2 g witvlees uit het kopborststuk en gemiddeld 3.7 g witvlees uit de scharen en het 1^e paar poten.

In de studie naar de intra-organverdeling zijn wel alle poten bemonsterd en is een meer volledig beeld verkregen (basisgegevens in bijlage Tabel A.3). In Tabel 3.1 zijn de gemiddelde gewichten samengevat (per geslacht en in een mengmonster). De monsters zijn afkomstig van de locaties Hollands Diep (oktober 2012) en Haringvlietsluizen (februari 2013). Er is een duidelijk onderscheid tussen de geslachten: mannelijke dieren hebben gemiddeld een hoger totaal lichaamsgewicht en een grotere hoeveelheid witvlees in de appendages, samenhangend met de grotere scharen bij mannetjes. Bij de vrouwelijke krabben valt op dat de ontwikkeling van de gonaden blijkbaar samengaat met een lager gewicht van de hepatopancreas en de hoeveelheid witvlees in het kopborststuk.

Tabel 3.1 Gemiddelde hoeveelheden zacht weefsel gevonden in het kopborststuk en de aanhangsels (intra-organ studie) in relatie tot het totaalgewicht (inclusief pantser)

	Man	Vrouw	Totaal	Als % van totaal gewicht	Man	Vrouw	Totaal
n=	44	50	94				
Totaal gewicht (g)	144	119	133				
Hepatopancreas	15	8	11	Hepatopancreas	10%	6%	9%
Witvlees lijf	5	2	3	Witvlees lijf	3%	2%	3%
Gonaden		10	4	Gonaden	0%	8%	3%
Totaal kopborststuk	19	20	19	Totaal kopborststuk	13%	16%	15%
Witvlees appendages	10	6	8	Witvlees appendages	7%	5%	6%
Totaal consumeerbaar	29	25	27	Totaal consumeerbaar	20%	21%	21%

Krabben uit het Benedenrivierengebied in de >100 g klasse bemonsterd in het najaar (Hollands Diep) en de winter (Haringvlietsluizen) bestonden gemiddeld uit 53% vrouwelijke dieren en hadden gemiddeld een totaal lichaamsgewicht van 133 g, met in totaal 27 g consumeerbare zachte delen, bestaand uit 19 g gemengd bruin- en witvlees uit het kopborststuk (15 g bruin, 4 g wit) en 8 g witvlees uit de scharen en poten (aanhangsels).

Omgerekend naar percentages van het totaalgewicht sluiten de gegevens van de bemonstering voor de intra-organverdeling goed aan bij de uitkomsten uit eerdere studies van Clark *et al.* (2009) en van der Lee *et al.* (2012).

3.6 Vergelijking met risicogrenzen voor consumptie

In Bijlage C is een overzicht opgenomen van uitgebrachte adviezen over de gezondheidsrisico's verbonden aan de consumptie van verontreinigde wolhandkrabben en de onderliggende aannames over consumptie patroon, concentraties en achtergrondbelasting uit andere bronnen. Bij het bepalen van de risico's ten gevolge van de blootstelling aan dioxines speelt mee dat er in Nederland sprake is van een zeer aanzienlijke achtergrondbelasting (De Mul *et al.*, 2009), waarbij voor een deel van de bevolking (<5%) de Europese grenswaarde (Tolerable Weekly Intake, TWI) voor de

blootstelling van 14 pg TEQ/kg lichaamsgewicht/week voor een volwassene van 60 kg (SCF, 2001) al voor meer dan 95% is opgevuld en er weinig ruimte is voor extra belasting.

In de uitgebracht adviezen aan de minister (BuRO 2011, 2013) zijn aanzienlijke verschillen te zien in de aangenomen hoeveelheid geconsumeerd krabbenvlees uiteenlopend van 11-55 g per week in het eerste advies uit 2011 tot later 3.8 g per week in het advies uit 2013. In het advies uit 2013 werd geconcludeerd, dat bij de aangegeven consumptie van krabben (1 maal per halfjaar 100 g) uit de open gebieden (Ijsselmeer, Friesland) geen overschrijding van de TWI is te verwachten. Voor consumptie van krabben uit de gesloten gebieden kon het risico op overschrijding niet worden uitgesloten voor consumenten met een hoge achtergrond belasting (groter dan de P_{95} uit de Mul *et al.*, 2009).

Goed onderbouwde consumptieschattingen, gebaseerd op empirische gegevens zijn niet voorhanden. De eerste schattingen in BuRO (2011) waren gebaseerd op een persoonlijke schatting van een collega met kennis van de specifieke doelgroep. In een recente marktverkenning uitgevoerd door het LEI (Bakker en Zaalmlink, 2012) zijn schattingen gegeven voor consumenten in Azië en Europa uiteenlopend van 10 maal per jaar in Zuid-China tot 2 á 5 maal per jaar in Noord China. Voor Aziatische consumenten in Europa wordt genoemd: 1 tot 2 maal per jaar Europa. Tijdens een recent werkbezoek aan China van Prof. Dr. J. de Boer (directeur IVM) in juli 2013 zijn deze gegevens voorgelegd aan diverse personen, en werd bevestigd dat wolhandkrab vooral in het zuiden en oosten (kust) van China en vooral door welgestelde personen wordt geconsumeerd. In het noorden en westen wordt wolhandkrab vrijwel niet gegeten. Voor minder welgestelden (verreweg de meeste Chinezen nog steeds) is het product te duur en lijkt twee maaltjes per jaar, bestaande uit drie flinke krabben per maal (in totaal 6 krabben per jaar), volgens de geraadpleegde personen een redelijke schatting. Bij meer welgestelde consumenten (middenklasse en hoger) kan dit oplopen tot elke week een maal van drie krabben, gedurende het seizoen (drie maanden), dus tot ca. 40 krabben per jaar. Voor specifieke liefhebbers werden nog hogere schattingen genoemd. Daarnaast kan wolhandkrab ook in de soep gegeten worden. Aan wolhandkrab uit Nederland werd de voorkeur gegeven omdat deze van betere kwaliteit werd geacht (Persoonlijke mededeling J. de Boer, 2013). Zoals gesteld ontbreken vooralsnog gedegen schattingen van de consumptie van wolhandkrabben in Nederland en daarbuiten; aanvullend onderzoek in dit opzicht verdient aanbeveling. Voor de onderhavige studie is voorlopig uitgegaan van de door het LEI (Bakker en Zaalmlink, 2012) gedocumenteerde consumptieschattingen.

In de risicoschatting die door de riviervissers is opgesteld (VRSS, 2012) is uitgegaan van 2 maal per jaar op basis van Bakker en Zaalmlink (2012), een portie, bestaande uit 2 krabben (Clark *et al.*, 2009) met gemiddeld 24.5 g bruin en witvlees (kopborststuk en aanhangsels) per krab, resulterend in een schatting van over een jaar gemiddeld 1.9 g wolhandkrab per week. Bij consumptie van krabben met een gehalte van 47 pg TEQ/g (Nieuwe Maas, gecorrigeerd voor het aandeel witvlees en ontleend aan van der Lee *et al.*, 2012) zou voor consumenten met een mediane achtergrondbelasting de TWI niet worden overschreden. Voor consumenten met een hoge achtergrondbelasting (P_{95}) zou de TWI met 6% licht worden overschreden.

Uitgaande van de gegevens gevonden in deze studie wordt bij een consumptie van gemiddeld 2.1 g per week van krabben uit de Nieuw Merwede (met gehalte van 42 pg TEQ/g product) een vergelijkbaar beeld gevonden met alleen voor consumenten met een hoge achtergrondbelasting een lichte (5%) overschrijding van de TWI. Indien de gegevens worden getoetst aan de grenswaarde voor maandelijkse blootstelling (PTMI,

'provisional tolerable monthly intake': 70 pg TEQ/kg bw/month), vastgesteld door het Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (2002) dan wordt ook voor de hoogbelaste groep (P_{95}) voldaan aan de norm. Opgemerkt moet worden dat er grote verschillen zijn in gevoeligheid en dat er onzekerheden zijn in de mate van bescherming van de normen voor dioxines voor specifieke bevolkingsgroepen. Door Clark *et al.* (2009) werd verwezen naar een Britse studie waarin werd gesteld dat de bestaande normen bescherming bieden aan de meest gevoelige levensfase, i.e. de embryonale ontwikkeling. Voor mannen en vrouwen van middelbare leeftijd, waarbij geen kinderen meer worden geboren, kunnen hogere normen gehanteerd zouden kunnen worden. Voor deze groep werd een TDI (tolerable daily intake) genoemd van 8 pg TEQ/ kg bw/day (COT 2004, geciteerd in Clark *et al.* 2009) overeenkomend met een TWI van 56 pg TEQ/ kg bw/week. Het advies was gebaseerd op oude WHO-TEF waarden (Van den Berg *et al.* 1998); met de nieuwe TEF waarden vastgesteld in 2005 zullen de overeenkomstige grenswaarden iets lager zullen uitvallen.

Samenvattend lijkt het erop alsof bij de eerste risicoschattingen in 2011 uitgegaan is van relatief hoge schattingen van de consumptie en niet voor het aandeel van witvlees gecorrigeerde concentraties. De latere schattingen van zowel BuRO als de riviervissers nuanceren het beeld en laten bij consumptie van krabben uit het Benedenrivierengebied alleen voor bevolkingsgroepen met hoge achtergrond belasting een lichte (1-6%) overschrijding van de TWI zien. Mogelijk biedt de vaststelling, dat bij oudere consumenten de risico's aanzienlijk minder kunnen zijn, en dat het witvlees in alle gevallen voldoet aan de EU normen voor dioxines, voldoende aanknopingspunten voor nieuwe initiatieven waarbij vooral het witvlees wordt geëxploiteerd en een praktijk van voorlichting, waarbij gewaarschuwd wordt voor consumptie van bruinvlees van krabben uit vervuilde gebieden en de consumptie hiervan door kinderen en jonge ouders wordt ontraden.

Een vergelijkbare waarschuwing is in Europa al van kracht voor o.a. Cadmium in bruinvlees van krabben, dat in veel Europese kustwateren in verhoogde gehalten wordt aangetroffen in de middendarmklier van krabben¹ en bij personen met een hoge achtergrondbelasting tot overschrijding van toelaatbare inname kan leiden (EFSA-PCFP, 2011). Voor dioxines en PCB's in haring en andere vette vis uit de Finse en Zweedse deel van de Oostzee geldt vanwege culturele en economische belangen een officiële ontheffing (exemption) voor de toepassing van de normen in de Europese richtlijn voor deze stoffen in voedingsmiddelen (EU-1259/2011). Er zijn waarschuwingen van kracht, waarbij consumptie door kinderen en vrouwen in de vruchtbare leeftijd wordt ontraden.

Informatie over eventuele Chinese consumptienormen voor dioxines en PCB's is niet eenvoudig te vinden. Beschikbare documenten (<http://www.chinesestandards.cn>) zijn veelal in het Chinees en het is niet duidelijk wat de meest recente versie is. Voor de handel met China is een grenswaarde voor totaal PCB's (som van 7 standaard congenen) van kracht van 2.0 mg/kg productbasis, met aanvullende grenswaarden voor PCB-153 en PCB-138 van 0.5 mg/kg productbasis (GB 2733-2005). Deze waarden zijn ook terug te vinden in informatie verstrekt door de Canadian Food Inspection

¹ http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/information_note_cons_brown_crab_nl.pdf

Agency (CFIA)². Voor dioxines zijn geen gegevens gevonden. Het is niet duidelijk in hoeverre deze normen gebaseerd zijn op recente ecotoxicologische gegevens. De waarden komen overeen met normen die rond 1980 in gebruik waren in USA, Canada en hier in Nederland. De gevonden concentraties in het Benedenrivierengebied voldoen in ieder geval aan de Chinese grenswaarden.

² <http://www.inspection.gc.ca/english/fssa/fispoi/export/cert10/chnchne.shtml>

4 Conclusies en aanbevelingen

- Tijdens dit onderzoek zijn op een tiental locaties in het gesloten gebied in drie verschillende periodes (mei, juli, oktober) op de meeste locaties Chinese wolhandkrabben in voldoende grote dichtheden aangetroffen om twee gewichtsklassen (50-100 g en >100 g) te kunnen bemonsteren. Monsters werden samengesteld als mengmonsters van bruinvlees en witvlees uit het kopborststuk en de aanhangsels (scharen en poten) van meestal 10-20 krabben per monsters. De gehalten aan dioxines en dl-PCB's varieerden van 18 pg TEQ/g product (Nieuwe Merwede, periode 3, 50-100g) tot 108 pg TEQ/g product (Hollands Diep, periode 2, >100 g). De gehalten aan indicator PCB's ($\Sigma 6$ ndl-PCB's) vertoonden een vergelijkbaar patroon en liepen uiteen van 258 tot 1149 $\mu\text{g}/\text{kg}$ product voor de overeenkomstige locaties.
- Tussen de locaties werden aanzienlijke verschillen (oplopend tot een factor 2-4) gevonden in gehalten van zowel dioxines en dl-PCB's als van ndl-PCB's. Deze verschillen waren in de meeste gevallen aanwezig in beide bemonsterde gewichtsklassen (10-100 g en >100 g) en tijdens alle periodes. Relatief lagere gehalten werden gevonden in de Nieuwe Merwede, Nieuwe Waterweg en Maasvlakte. De hoogste gehalten werden gevonden in het Hollands Diep en de Nieuwe Maas.
- Gezien de dynamiek van naar zee toe trekkende volwassen krabben en intrekkende jonge krabben en de onzekerheden over de herkomst van de bemonsterde krabben zijn deze verschillen tussen de locaties opmerkelijk te noemen.
- Op de meeste locaties werden in de gewichtsklasse >100 g licht hogere gehalten gevonden dan in de gewichtsklasse (50 - 100 g). Dit gold zowel voor dioxines en dl-PCB's als voor ndl-PCB's. Voor locaties waar voldoende gegevens beschikbaar waren voor een beoordeling van mogelijke seizoensvariatie (5 van de 10) werd een vergelijkbaar patroon vastgesteld met meestal licht verhoogde gehalten in de tweede periode ten opzichte van de eerste en de derde.
- Onderzoek naar de verdeling van de gehalten van dioxines en PCB's over organen en weefsels bij mannelijke en vrouwelijke dieren, liet zien dat de hoogste gehalten werden gevonden in de hepatopancreas (middendarmklier) en tijdens het najaar in de vrouwelijke gonaden (ontwikkeldende eierstok), die tezamen als bruinvlees worden aangeduid. Alle monsters bestaande uit bruinvlees lagen ver boven de Europese norm voor dioxines en dl-PCBs. In witvlees uit het kopborststuk en dat van de aanhangsels (scharen en poten) worden zeer veel lagere gehalten gevonden. Het gehalte dioxines en dl-PCB's in witvlees uit scharen en poten ligt in alle gevallen ver onder de Europese norm (1259/2011) van 6.5 pg TEQ/g product. De gehalten in witvlees uit het lichaam liggen onder of net boven de norm.
- De gehalten in gemengd bruin- en witvlees in deze studie liggen op alle locaties boven de EU norm voor witvlees uit aanhangsels. Opgemerkt moet worden dat op sommige locaties (bijvoorbeeld Nieuwe Merwede, Maasvlakte) duidelijk lagere gehalten worden gevonden dan in de rest van het gebied. die mogelijk in de toekomst in de buurt kunnen komen van gehalten die in sommige delen van het niet gesloten gebied gevonden zijn in andere studies.
- In verkennende experimenten gericht op het effect van verwateren (tot 4 weken) op het gehalte aan dioxines en dl-PCB's in wolhandkrabben werd geconstateerd dat er na een afname (20-57%) in de eerste week variabele resultaten werden gevonden, met na 4 weken en correctie voor verschillen in gewichtsklasse lagere gehalten (2-

11%) dan aan het begin van het experiment. Voor de ndl-PCB's werd deze initiële afname niet in beide experimenten waargenomen. Vetgehalten liepen in het eerste experiment (juli, 2012) terug, consistent met het effect van niet bijvoeren en interen op de eigen lichaamsvoorraad aan vet. In het tweede experiment (oktober 2012) was sprake van oplopende vetgehalten, die aan mogelijk kannibalisme waren toegeschreven. Er was geen sprake van monotoon afnemende gehalten. Door beperkingen in de proefopzet (matchen van gewichtsklassen, preventie van kannibalisme, replicatie van behandelingsgroepen, effect van niet bijvoeren) kunnen geen definitieve conclusies worden getrokken. Aanbevolen wordt om de waargenomen initiële afname in meer uitgebreide experimenten te bevestigen, en hierbij vooral ook het effect van bijvoeren met schoon voedsel (groeiverdunning) mee te nemen.

- Met de informatie over de waargenomen verschillen in bruin en wit vlees is het duidelijk dat de mate waarin (het moeilijker te bemonsteren) witvlees uit de scharen en poten wordt meegenomen van grote invloed is op de waargenomen gehalten. Indien hiervoor wordt gecorrigeerd, komen de hier gevonden gehalten aan dioxines en PCB's goed overeen met de waarnemingen uit eerdere studies van Clark *et al.* (2009) en de door IMARES en RIKILT uitgevoerde studies.
- De in deze studie waargenomen gemiddelde gegevens voor krabben uit de klasse >100 g bemonsterd in het begin van het najaar bedroegen: totaal lichaamsgewicht (133 g), totaal consumeerbaar vlees (27 g), bestaande uit 19 g uit het kopborststuk (15 g bruinvlees, 4 gram witvlees) en 8 g witvlees uit scharen en poten (aanslag).
- Het is ook duidelijk dat het aandeel van witvlees bij consumptie van de wolhandkrab van grote invloed is op inname en dioxines en PCB's en de beoordeling van daarmee samenhangende risico's. Daarnaast zijn aannames over het consumptiepatroon (frequentie, grootte van porties) van groot belang. In deze studie is een overzicht gegeven van de verschillende uitgebrachte adviezen. Er zijn grote onzekerheden in de aannames met betrekking tot het consumptie patroon en betrouwbare empirische studies om dit op te baseren zijn niet beschikbaar.
- Op basis van de gegevens uit deze studie en aannames voor portiegrootte (2 krabben per portie) en frequentie (2 x per jaar) voor krabben van de locatie Nieuwe Merwede bedraagt de over het jaar gemiddelde geschatte wekelijkse inname van dioxines en dl-PCB's 1.5 pg TEQ/kg lg/w. Deze opname ligt voor de meeste consumenten onder de TWI (tolerable weekly intake) van 14 pg TEQ/ kg lw/w vastgesteld door het Scientific Committee on Food van de Europese Unie (SCF, 201). Alleen voor personen met een hoge achtergrondbelasting uit andere bronnen (5% van populatie) wordt deze TWI overschreden met 5%. Gezien de onzekerheden in de normstelling, met iets hogere (17%) advieswaarden vastgesteld door experts van WHO-FAO (JECFA, 2002) en adviezen van Britse experts (COT, 2004) over het verruimen van de TWI voor mannen en oudere vrouwen (die geen borstvoeding meer hoeven te geven) zou een dergelijke lichte overschrijding niet bezwaarlijk hoeven zijn en zou een benadering met consumptieadviezen gevolgd kunnen worden, zoals nu van toepassing in Zweden en Finland voor dioxines en PCB's in vis uit delen van de Oostzee en op Europese schaal voor Cd in bruinvlees van krabben.
- De gehalten in witvlees van aanslag uit het gesloten gebied voldoen in alle gevallen ruim aan de EU richtlijn. Hoewel de huidige markt vooral gericht is op het aanleveren van levende krabben, biedt dit wellicht kansen voor een combinatie van voorlichting over risico's van de consumptie van bruinvlees en innovatieve

benaderingen om dit witvles te oogsten waarbij de visserij op deze invasieve soort in de toekomst mogelijk onder voorwaarden weer vrijgegeven zou kunnen worden.

- Het verdient verder aanbeveling om op korte termijn meer uitgebreide kweekproeven uit te voeren met jonge krabben uit het gesloten gebied die op schoon voedsel (bijvoorbeeld veiling afval) worden gehouden en waarbij het effect van groeiverdunning op het gehalte aan dioxines en PCB's wordt onderzocht. De verwachting is dat, als de kweektechnische problemen kunnen worden opgelost, dit kan leiden tot een product dat aan de huidige normen voldoet. De kweek van wolhandkrab vindt in Azië en China opgang. Onderzocht moet worden of jonge wildvangkrab (< 50 g) een geschikt uitgangsmateriaal kunnen vormen voor Aziatische kwekerijen. Dergelijke jonge wolhandkrab is voor consumptie nog ongeschikt maar kan wellicht wel voor doorkweek naar Azië geëxporteerd worden. Interessant in dit opzicht zou ook zijn om na te gaan of intrekende jonge krabben in het vroegere voorjaar (maart - april) lagere gehalten hebben dan de waarden vastgesteld in deze studie (eind mei - oktober).

Referenties

- EFSA-PCFP (2011). Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. The EFSA Journal (2009) 980, 1-139. <http://www.efsa.europa.eu/en/scdocs/doc/980.pdf>
- Bakker, T. & Zaalink, W. (2012). *De wolhandkrab, een Hollandse exoot. Een marktverkenning*. LEI-rapport 2012-006. Available via: <http://www.lei.dlo.nl/publicaties/PDF/2012/2012-006.pdf>.
- Belpaire, C.G.J., Goemans, G., Geeraerts, C., Quataert, P., Parmentier, K., Hagel, P. & de Boer, J. (2009). Decreasing eel stocks – survival of the fattest? *Ecology of Freshwater Fisheries*, 18, 197-214.
- Bligh, E.G. & Dyer, W. J. (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37(8), 911-917.
- BuRO (2011). Advies over dioxines en dioxine-achtige PCB's in wolhandkrab. Advies van de directeur bureau Risicobeoordeling & onderzoeksprogrammering aan de minister van VWS en de staatssecretaris van EL&I. Available via: <http://vwa.nl/actueel/risicobeoordelingen/bestand/2201325/dioxines-in-wolhandkrab>
- BuRO (2013). Advies over dioxines en dioxine-achtige PCB's in wolhandkrab. Advies van de directeur bureau Risicobeoordeling & onderzoeksprogrammering aan de minister van VWS en de staatssecretaris van EZ, d.d. 12-2-2013 (kenmerk NWA/BuRO/2013/1217). Available via: http://www.vwa.nl/txmpub/files/?p_file_id=2203271
- Clark, P.F., Mortimer, D.N., Law, R.J., Averno, J.M., Cohen, B.A., Wood, D., Rose, M.D., Fernandes, A.R. & Rainbow, P.S. (2009). Dioxin and PCB contamination in Chinese mitten crabs: human consumption as a control mechanism for an invasive species. *Environmental Science & Technology*, 43, 1624-1629.
- Commission Regulation (EU) No. 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxinlike PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. Available via: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:320:0018:0023:EN:PDF>.
- COT (2004). Scientific Advisory Committee on Nutrition and Committee on Toxicity. Advice on Fish Consumption: Benefits and Risks, Section 3; The Stationery Office: London, 2004; ISBN 0 11 243083. Cited in Clark *et al.* (2009)
- De Boer, J., Kotterman, M.J.J., Dao, Q., van Leeuwen, S. & Schobben, J.H.M. (2010). Thirty year monitoring of PCBs, organochlorine pesticides and tetrabromodiphenylether in eel from The Netherlands. *Environmental Pollution*, 158, 1228-1236.
- De Boer, J., van der Valk, F., Kerkhoff, M.A.Th., Hagel, P. & Brinkman, U.A.Th. (1994). An 8-year study on the elimination of PCBs and other organochlorine compounds from eel (*Anguilla 39ase don*) under natural conditions. *Environmental Science & Technology* 28, 2242-2248.
- De Mul, A., Bakker, M.I., Zeilmaker, M.J., Traag, W.A., van Leeuwen, S.P.J., Hoogenboom, L.A.P., Boon, P.E. & van Klaveren, J.D. (2008) Dietary exposure to dioxins and dioxin-like PCBs in The Netherlands anno 2004. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 51, 278-287.
- Dittel, A.I. & Epifanio, C.E. (2009). Invasion biology of the Chinese mitten crab *Eriocheirus sinensis*: A brief review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 374(2), 79-92.

- Focant, J.-F., Eppe, G., Massart, A.-C., Scholl, G., Pirard, C., & De Pauw, E. (2006). High-throughput biomonitoring of dioxins and polychlorinated biphenyls at the sub-picogram level in human serum. *Journal of Chromatography A*, 1130(1), 97-107.
- Focant, J.-F., Geeraerts, C., Eppe, G., & Belpaire, C. (2008). Levels of PCDD/Fs and DL-PCBs in Belgian river eel specimen. *Organohalogen Compounds*, 70, 1157-1160
- Focant, J.-F., Geeraerts, C., Eppe, G., De Pauw, E., & Belpaire, C. (2010). Dioxin levels in european eels, a belgian study. *Organohalogen Compounds* 72, 656-660.
- Focant, J.-F., Pirard, C., Eppe, G., & De Pauw, E. (2005). Recent advances in mass spectrometric measurement of dioxins. *Journal of Chromatography. A*, 1067(1-2), 265-275.
- GB 2733-2005 (2005). Hygienic Standard for Fresh and Frozen Marine Products of Animal Origin (English Version).
<http://www.chinesestandards.cn/html/GB/C/2011/0601/524.html>. Kopie van document en vertaling ter beschikking gesteld door A. de Wit.
- Geeraerts, C., Focant, J.-F., Eppe, G., De Pauw, E., & Belpaire, C. (2011). Reproduction of European eel jeopardised by high levels of dioxins and dioxin-like PCBs? *Science of the Total Environment*, 409, 4039-4047.
- JECFA (2002). WHO Food Additives Series 48. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans and coplanar polychlorinated biphenyls. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Available via:
<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v48je20.htm>
- Konuspayeva, G., Faye, B., De Pauw, E., & Focant, J.-F. (2011). Levels and trends of PCDD/Fs and PCBs in camel milk (*Camelus bactrianus*). *Chemosphere*, 85,351-60.
- Kotterman, M. & van der Lee, M. (2011). *Gehaltes aan dioxins en dioxineachtige PCG's (totaal TEQ) in paling en wolhandkrab uit Nederlands zoetwater*. Rapportnummer C011/11, IMARES-RIKILT. IJmuiden / Wageningen.
- Kotterman, M. & van der Lee, M.K. (2011). *Gehaltes aan dioxines en dioxine-achtige PCB's in paling en wolhandkrab uit Nederlands zoetwater*. IMARES - RIKILT rapport C011/11, IJmuiden, Wageningen.
- Kotterman, M. *et al.* (2012). *Schatting percentage schone wolhandkrab in de gesloten gebieden*. IMARES rapport C043.12. IMARES, IJmuiden.
- Van Leeuwen, S.P.J., Leonards, P.E.G., Traag, W.A., Hoogenboom, L.A.P. & de Boer, J. (2007). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in fish from The Netherlands: concentrations, profiles and comparison with DR CALUX® bioassay results. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 216, 1352-1356.
- Van Leeuwen, S.P.J., van Velzen, M.J.M., Swart, C.P., van der Veen, I., Traag, W.A. & de Boer, J. (2009). Halogenated contaminants in farmed salmon, trout, tilapia, pangasius and shrimp. *Environmental Science & Technology*, 42, 4009-4015.
- Ministerie ELI (2011). Regeling van de Staatssecretaris van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie van 25 maart 2011, nr. 194017, houdende wijziging van de Uitvoeringsregeling visserij ter uitvoering van de wet Tijdelijke wijziging van de Visserijwet 1963 in verband met de invoering van de bevoegdheid tot het treffen van bestuurlijke maatregelen. Staatscourant 2011 nr. 5691 - 31 maart 2011.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- RIVM-RIKILT (2011). Risicobeoordeling inzake aanwezigheid van dioxins en dioxineachtige PCBs in wolhandkrab. RIVM-RIKILT Front Office Voedselveiligheid. Bilthoven/Wageningen.

- RIVM-RIKILT front office voedselveiligheid, 24-06-2012, Risicobeoordeling inzake aanwezigheid van dioxines en dioxineachtige PCB's in wolhandkrab. Beschikbaar via [http://www.vwa.nl/actueel/risicobeoordelingen/bestand/2201325/dioxines - in - wolhandkrab](http://www.vwa.nl/actueel/risicobeoordelingen/bestand/2201325/dioxines-in-wolhandkrab)
- SCF (2001). Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update 41ase don new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22nd November 2000 (30 May 2001). Available via: http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf.
- Smedes, F. (1999). Determination of total lipid using non-chlorinated solvents. *Analyst*, 124, 1711-1718.
- Soes, D.M., van Horssen, P.T., Bouma, S., Collombon, M.T. (2007). *Chinese wolhandkrab. Een literatuurstudie naar ecologie en effecten*. Rapport nr. 07-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Van den Berg, M., *et al.* (1998). Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives*, 106, 775-792.
- Van den Berg, M., *et al.* (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences*, 93, 223-241.
- Van der Lee, M.K., van Leeuwen, S.P.J., Kotterman, M.J.J. & Hoogenboom, L.A.P. (2012). *Contaminanten in Chinese wolhandkrab. Onderzoek naar dioxines, PCB's en zware metalen in Chinese wolhandkrab*. RIKILT rapport 2012.010. RIKILT,WUR, Wageningen. Available via: <http://edepot.wur.nl/217654>.
- VRSS (2012). Risicobeoordeling inzake aanwezigheid van dioxins en dioxineachtige PCB's in wolhandkrab. Brief van A. de Wit, secretaris van de vereniging Verenigde Rivier vissers Samen Sterk aan RIKILT (Dr. R. Hoogenboom) en WUR (Prof. Dr. A. Murk), d.d. 16-10-2012.

Bijlage A Basisgegevens bemonstering

A.1 Monstername – locaties en data

Tabel A.0 Monstername – locaties, data en deelnemende vissersbedrijven

Locatie	Coördinaten (in °NB, °OL)		Monsternamedata			Visserijbedrijf
			Periode 1	Periode 2	Periode 3	
Boven Merwede	51.81813	4.83549	29-5, 4-6	2-7	1-10, 8-10	Klop
Dordtsche Kil	51.79738	4.62178			1-10, 8-10	Fiole, Van Wijk
Haringvliet	51.75333	4.22500	22-5,	4-7,11-7	1-10	Nobel
Hollands Diep	51.72164	4.64592	29-5, 4-6	16-7	1-10	Klop
Maasvlakte	51.93965	4.07239	22-5, 2-6	6-7		Struik
Nieuwe Maas	51.90391	4.51671	22-5, 29-5	2-7	8-10	Den Boer
Nieuwe Merwede	51.79742	4.77968	29-5, 4-6	16-7	1-10, 8-10	Klop
Nieuwe Waterweg	51.94330	4.18507	26-5, 2-6	17-7		Struik
Noord	51.84555	4.66421			1-10,8-10	Fiole, Van Wijk
Oude Maas	51.81813	4.83549			1-10-8-10	Fiole, Van Wijk
Haringvliet sluizen	51.834611	4.044328			8-2-2013	?

Tabel A.1 Basisgegevens bemonstering Chinese wolhand krabben

Periode			Totaal Gewicht g		Breedte cm		Lengte cm		bruinvees g		witvees kop g		witvees scharen		Totaal vlees g		
			N	% vrouw	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation		Mean	Std. Deviation
Mei 2012	Boven Merwede	100+	9	33%	117.7	24.5	6.5	0.3	5.9	0.4	9.2	2.4	6.6	4.5	2.5	1.0	18.3
		50-100	10	30%	81.2	8.0	5.8	0.2	5.2	0.2	8.0	2.3	3.8	2.4	1.2	0.5	13.0
	Haringvliet	100+	20	60%	115.7	16.5	6.5	0.3	6.0	0.3	5.3	1.5	10.2	4.0	1.2	0.5	16.6
		50-100	20	80%	60.2	7.3	5.2	0.2	4.7	0.2	2.8	1.2	6.9	3.1	0.6	0.2	10.3
	Hollands Diep	100+	3	33%	126.7	36.7	6.7	0.4	6.0	0.4	7.8	2.4	8.2	5.3	2.2	1.0	18.2
		50-100	13	8%	77.7	6.9	5.6	0.2	5.1	0.2	8.4	1.2	3.1	1.2	1.5	0.6	13.0
	Maasvlakte	100+	16	13%	127.4	29.6	6.2	0.6	5.7	0.6	6.5	1.8	9.1	2.6	3.6	1.9	19.2
		50-100	20	15%	66.2	12.4	5.3	0.3	4.8	0.3	3.1	0.6	3.8	1.2	1.1	0.5	7.9
	Nieuwe Maas	100+	5	20%	126.6	29.6	6.6	0.5	5.9	0.4	6.2	0.8	9.1	2.9	2.5	1.3	17.8
		50-100	10	30%	75.7	17.0	5.4	0.5	5.0	0.5	4.9	1.9	5.3	3.0	1.3	0.8	11.5
	Nieuwe Merwede	100+	10	10%	114.0	17.6	6.5	0.3	5.9	0.3	12.1	3.7	5.2	3.4	2.7	0.9	20.0
		50-100	10	10%	88.3	9.1	6.1	0.3	5.4	0.3	9.5	1.5	3.8	1.1	2.0	0.6	15.3
	Nieuwe Waterweg	100+	20	0%	152.0	32.4	6.9	0.4	6.2	0.4	7.4	2.4	7.4	1.9	4.4	1.8	19.2
		50-100	20	0%	67.6	13.2	5.3	0.3	4.8	0.3	3.1	0.7	4.1	1.2	1.2	0.3	8.4
Total	100+	83	24%	127.8	29.1	6.5	0.5	5.9	0.4	7.4	3.0	8.2	3.6	2.9	1.8	18.5	
	50-100	103	26%	71.3	13.9	5.4	0.4	4.9	0.3	5.0	2.9	4.5	2.4	1.2	0.6	10.7	
Juli 2012	Boven Merwede	100+	8	13%	129.9	34.8	6.6	0.4	6.0	0.3	13.0	2.1	6.0	4.7	3.5	2.1	22.6
		50-100	20	45%	72.9	10.4	5.6	0.2	5.1	0.2	7.8	2.6	2.5	1.1	1.3	0.6	11.7
	Haringvliet	100+	6	50%	125.2	30.4	6.7	0.4	6.1	0.4	7.3	3.5	7.0	4.6	2.6	2.0	16.9
		50-100	20	35%	75.7	12.3	5.8	0.3	5.2	0.3	7.4	2.4	2.6	1.0	1.3	0.7	11.3
	Hollands Diep	100+	15	0%	116.1	10.7	6.4	0.2	5.8	0.2	12.2	3.3	3.2	1.1	3.3	0.9	18.7
		50-100	20	25%	75.6	10.7	5.6	0.2	5.0	0.2	7.0	1.7	2.5	0.8	1.9	0.8	11.5
	Maasvlakte	100+	10	10%	128.0	29.8	6.6	0.5	5.9	0.4	6.3	1.5	6.4	1.1	2.9	1.5	15.6
		50-100	20	10%	74.6	10.8	5.5	0.2	5.1	0.4	3.6	0.7	3.2	1.2	1.7	0.6	8.5
	Nieuwe Maas	100+	1	100%	116.5		6.6		6.0		6.7		6.4				13.0
		50-100	2	0%	68.5	2.5	5.5	0.2	4.8	0.1	6.7	3.6	3.7	2.0	0.8	0.2	11.1
	Nieuwe Merwede	100+	8	0%	121.4	29.7	6.6	0.5	5.9	0.4	12.7	3.8	4.3	1.1	4.0	1.9	21.0
		50-100	20	40%	69.3	6.3	5.6	0.2	5.0	0.2	6.7	2.1	2.2	0.5	1.8	0.8	10.7
	Nieuwe Waterweg	100+	20	5%	130.3	33.1	6.5	0.4	5.9	0.4	5.9	1.8	4.8	1.5	4.3	2.2	15.1
		50-100	19	11%	65.9	13.7	5.3	0.4	4.8	0.3	3.2	0.6	2.9	0.7	1.6	0.7	7.7
Total	100+	68	10%	125.1	27.8	6.5	0.4	5.9	0.4	9.1	4.1	5.0	2.6	3.6	1.8	17.7	
	50-100	121	27%	72.3	11.2	5.6	0.3	5.0	0.3	6.0	2.6	2.7	0.9	1.6	0.7	10.2	

Tabel A.1 (Vervolg) Basisgegevens bemonstering Chinese wolhand krabben

Period			N	% vrouw	Totaal Gewicht		Breedte		Lengte		bruinvlees		witvlees kop		witvlees scharen		Totaal vlees g
					Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	
sept 2012	Boven Merwede	100+	20	50%	124.9	28.9	6.5	0.4	6.0	0.4	10.2	4.0	4.6	1.6	3.3	2.3	18.1
		50-100	20	40%	73.3	15.0	5.5	0.4	5.1	0.4	5.3	1.4	2.2	0.8	1.4	0.7	9.0
	Haringvliet	100+	20	20%	162.3	33.6	6.9	0.5	6.3	0.3	13.3	4.0	6.3	1.4	5.4	2.5	24.9
		50-100	20	50%	86.0	9.9	5.8	0.2	5.3	0.2	7.0	1.5	4.4	1.5	1.6	0.8	13.0
	Hollands Diep	100+	20	50%	167.2	59.1	7.1	0.6	6.5	0.5	14.4	6.7	7.6	2.1	4.6	4.0	26.6
		50-100	20	65%	72.5	8.4	5.5	0.2	5.0	0.2	5.8	1.0	3.7	1.0	1.5	0.8	11.0
	Kil	100+	20	35%	131.0	16.4	6.7	0.3	6.1	0.3	10.9	2.3	5.2	2.1	3.4	1.5	19.6
		50-100	12	83%	89.9	7.4	5.9	0.2	5.4	0.2	7.3	1.6	3.6	1.4	1.3	0.7	12.2
	Nieuwe Maas	100+	10	10%	157.1	50.5	6.8	0.8	6.1	0.6	11.5	4.4	4.9	2.0	4.8	2.2	21.2
		50-100	20	55%	79.6	15.5	5.6	0.4	5.1	0.4	5.3	1.4	3.2	1.5	1.4	0.7	9.9
	Nieuwe Merwede	100+	20	55%	133.3	27.4	6.6	0.5	6.1	0.3	10.9	3.2	4.3	1.0	3.2	2.1	18.4
		50-100	20	80%	74.7	12.6	5.6	0.4	5.2	0.3	5.1	1.1	2.4	1.0	1.2	0.6	8.7
	Noord	100+	10	10%	155.7	36.3	6.9	0.5	6.2	0.4	10.8	3.5	4.9	2.0	3.7	1.6	19.4
		50-100	16	88%	86.5	8.8	5.8	0.2	5.4	0.2	6.3	1.4	4.1	1.3	1.4	0.5	11.7
	Oude Maas	100+	20	25%	181.1	49.8	7.3	0.5	6.6	0.5	13.8	5.1	6.1	3.3	5.4	3.3	25.4
		50-100	19	74%	86.0	9.1	5.9	0.2	5.4	0.2	5.6	1.2	3.0	1.4	1.6	1.0	10.1
	Total	100+	140	35%	150.9	43.2	6.8	0.6	6.2	0.4	12.1	4.5	5.6	2.3	4.2	2.7	21.9
		50-100	147	65%	80.4	12.9	5.7	0.3	5.2	0.3	5.9	1.5	3.3	1.4	1.4	0.7	10.6

Tabel A.2 Basisgegevens bemonstering verwaterexperimenten Chinese wolhandkrab

Verwaterproeven			N	% vrouw	Totaal Gewicht g		Breedte cm		Lengte cm		bruinvlees g		witvlees kop g		witvlees scharen g		Totaal g
					Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	
Juli 2012	Hollands Diep T=0	50-100	20	50%	71.8	7.4	5.6	0.2	5.0	0.2	7.2	2.0	2.8	0.8	1.7	0.6	11.7
	Hollands Diep T=1	50-100	20	45%	64.0	9.7	5.4	0.2	4.9	0.3	6.7	2.3	2.2	0.8	1.4	0.5	10.2
	Hollands Diep T=2	50-100	20	45%	64.0	12.8	5.4	0.3	5.0	0.3	5.3	1.8	2.1	0.6	1.3	0.6	8.6
	Hollands Diep T=3	50-100	20	50%	67.8	7.9	5.5	0.2	4.9	0.2	6.4	1.7	2.8	0.7	1.6	0.7	10.8
	Hollands Diep T=4	50-100	20	50%	66.3	9.4	5.5	0.2	4.9	0.2	5.5	1.5	2.6	1.8	1.6	0.6	9.7
Okt 2012	Hollands Diep T=0	100+	20	60%	148.7	50.5	6.9	0.6	6.3	0.5	13.4	5.3	5.9	2.1	3.6	3.1	22.9
	Hollands Diep T=1	50-100	20	80%	79.5	14.2	5.6	0.4	5.3	0.4	5.4	1.5	3.0	1.7	1.2	0.5	9.5
	Hollands Diep T=2	50-100	14	79%	74.3	11.8	5.6	0.3	5.1	0.2	5.2	1.3	3.7	1.9	1.3	0.8	10.3
	Hollands Diep T=3	50-100	15	80%	76.9	13.7	5.6	0.3	5.2	0.3	4.9	1.5	2.6	1.6	1.2	0.8	8.8
	Hollands Diep T=4	50-100	17	76%	85.6	17.3	5.9	0.4	5.3	0.4	5.4	2.0	4.4	1.7	1.8	1.7	11.6
Total	100+	20	60%	148.7	50.5	6.9	0.6	6.3	0.5	13.4	5.3	5.9	2.1	3.6	3.1	22.9	
	50-100	166	60%	71.8	13.5	5.5	0.3	5.1	0.3	5.8	1.9	2.9	1.5	1.5	0.8	10.2	

Tabel A.3 Basisgegevens bemonstering onderzoek intra-organverdeling Chinese wolhandkrab

Datum / Locatie / Gewichtsklasse			N	% vrouw	Totaal Gewicht g		Breedte g		Lengte g		bruinvlees g		witvlees kop g		witvlees scharen g		Gonaden g		Totaal g	
					Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation	Mean	Std. Deviation		N
8-Oct-12	Hollands Diep intraorgaan m	100+	20	0%	138.6	44.7	6.6	0.5	5.9	0.4	10.2	2.9	4.8	2.3	10.4	3.0			25.4	
	Hollands Diep intraorgaan v	100+	16	100%	122.0	21.6	6.5	0.3	6.1	0.3	10.4	2.2	2.7	3.5	6.4	1.2	5.2	2.6	15	24.7
8-Feb-13	Haringliet sluisen intraorgaan all	alle	18	78%	116.8	23.0	6.3	0.3	5.8	0.3	7.2	2.5	2.5	1.0	5.6	2.8			15.3	
	Haringliet sluisen intraorgaan m	100+	20	0%	147.8	29.0	6.7	0.4	6.0	0.4	11.0	3.3	4.6	1.0	9.5	2.1			25.1	
	Haringliet sluisen intraorgaan v	100+	20	100%	125.7	19.6	6.5	0.3	6.1	0.3	6.6	1.8	1.6	0.6	5.6	1.3	13.3	3.0	20	27.1
Total		100+	76	53%	134.1	31.9	6.6	0.4	6.0	0.4	9.5	3.1	3.5	2.5	8.1	2.9	9.8*	4.9*	35	26.2**

* females only ** corrected for % females

Bijlage B Gehalten dioxines en PCB's

Tabel A.4 Vetgehalten, Som dioxines, dioxine-achtige PCB's (dl-PCB's) en Som van niet-dioxineachtige PCB's (ndl-PCB's) in Chinese wolhandkrab uit het Benedenriviereengebied. *

Periode / Locatie / Gewichtsklasse		Lipid	Σ Dioxines	Σ Dioxines TEQ	Σ dl-PCB's	Σ dl-PCB's TEQ	Σ Dioxines dl-PCB's	Σ 6ndl-PCB's	Σ 7PCB's	
		%	pg/g ww	pg TEQ/ g ww	ng/g ww	pg TEQ/g ww	pg TEQ/ g ww	ng/g ww	ng/g ww	
1	Boven Merwede	100+	20	160	17.9	75	15.3	33.2	458	508
		50-100	26	81	13.0	80	15.8	28.8	461	512
	Haringvliet	100+	14	162	29.2	167	36.9	66.1	1109	1219
		50-100	15	52	9.2	53	10.9	20.1	959	992
	Hollands Diep	100+	16	158	24.0	189	50.5	74.5	1149	1264
		50-100	28	227	33.3	190	34.2	67.5	1045	1180
	Maasvlakte	100+	06	87	15.7	94	17.1	32.9	435	498
		50-100	04	114	24.3	108	23.4	47.7	424	497
	Nieuwe Maas	100+	06	142	22.6	158	46.9	69.5	798	895
		50-100	15	169	32.1	172	36.9	69.1	907	1019
	Nieuwe Merwede	100+	27	53	8.7	51	12.4	21.1	258	291
		50-100	24	67	10.5	48	11.7	22.3	278	308
	Nieuwe Waterweg	100+	05	156	29.7	168	31.6	61.4	794	907
		50-100	05	132	26.1	137	27.3	53.4	740	829
2	Boven Merwede	100+	23	220	38.2	161	40.0	78.2	981	1090
		50-100	27	207	30.7	136	30.9	61.5	923	1014
	Haringvliet	100+	11	122	21.4	150	40.3	61.7	772	868
		50-100	23	172	28.4	146	33.8	62.2	1074	1168
	Hollands Diep	100+	26	314	61.3	210	47.1	108.4	996	1142
		50-100	18	188	33.5	132	28.2	61.7	828	921
	Maasvlakte	100+	02	77	17.5	107	22.7	40.1	519	594
		50-100	02	93	20.5	99	22.1	42.6	435	503
	Nieuwe Maas	100+	06	232	33.7	145	38.0	71.7	598	695
		50-100	22	309	56.6	230	47.0	103.6	1170	1333
	Nieuwe Merwede	100+	21	155	25.4	125	29.0	54.4	721	807
		50-100	18	126	21.2	84	19.8	41.1	504	561
	Nieuwe Waterweg	100+	01	36	8.7	50	11.2	19.9	206	241
		50-100	01	49	10.9	50	12.2	23.2	224	258

* ww = versgewicht (of productbasis)

Tabel A.4 (Vervolg) Vetgehaltes, Som dioxines, dioxine-achtige PCB's (dl-PCB's) en Som van niet-dioxineachtige PCB's (ndl-PCB's) in Chinese wolhandkrab uit het Benedenrivierengebied. *

Periode / Locatie / gewichtsklasse	Lipid	Σ Dioxines	Σ Dioxines TEQ	Σ DL- PCB's	Σ DL- PCB's TEQ	Σ Dioxines DL-PCB's	Σ 6NDL- PCB's	Σ 7PCB's		
		%	pg/g ww	pg TEQ/ g ww	ng/g ww	pg TEQ/g ww	pg TEQ/ g ww	ng/g ww	ng/g ww	
3	Boven Merwede	100+	15	178	28.7	100	25.7	54.3	682	748
		50-100	10	139	23.6	78	20.2	43.8	532	584
	Dortse Kil	100+	19	174	30.0	121	28.5	58.5	869	950
		50-100	20	183	27.7	115	28.9	56.6	857	932
	Haringvliet	100+	17	126	22.4	111	24.0	46.4	854	927
		50-100	16	110	17.7	74	16.3	34.0	558	605
	Hollands Diep	100+	20	207	32.5	134	32.7	65.2	1001	1088
		50-100	19	223	37.8	118	28.4	66.2	810	891
	Nieuwe Maas	100+	16	216	33.9	183	46.7	80.6	1049	1170
		50-100	12	145	24.0	109	24.9	48.9	644	716
	Nieuwe Merwede	100+	17	144	24.1	101	26.8	50.9	662	729
		50-100	06	46	8.3	39	10.2	18.5	250	276
	Noord	100+	14	177	27.5	106	24.1	51.6	745	815
		50-100	18	136	21.2	120	28.5	49.8	687	767
	Oude Maas	100+	13	146	26.4	131	28.1	54.5	933	1021
		50-100	08	82	16.0	77	17.0	33.0	469	520

* ww = versgewicht (of productbasis)

Tabel A.5 PCDD's, PCDF's en PCB's in Chinese wolhandkrabben uit het Benedenriviereengebied - Periode 1 (22 Mei - 4 Juni 2012).

IVM LIMS nr	12/0260	12/0261	12/0262	12/0263	12/0264	12/0267	12/0268	12/0323	12/0324	12/0325	12/0326	12/0327	12/0328	12/0330
CART nr	23372	23373	23374	23375	23376	23377	23378	23379	23380	23381	23382	23383	23384	23385
Locatie	Haringvliet	Haringvliet	Maasvlakte	Maasvlakte	Nieuwe Maas	Nieuwe Waterweg	Nieuwe Waterweg	Hollands Diep	Hollands Diep	Nieuwe Merwede	Nieuwe Merwede	Boven Merwede	Boven Merwede	Nieuwe Maas
Periode	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gewichtsklasse	100+	50-100	50-100	100+	50-100	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	100+
Vetgehalte (%)	13.9%	15.3%	4.0%	6.0%	15.0%	5.1%	5.3%	27.8%	16.1%	24.3%	26.7%	25.6%	20.1%	6.2%
Dioxins (pg/g)														
2,3,7,8 - TetraCDD	11.6	3.9	12.2	6.7	15.7	12.0	13.6	15.2	4.3	3.8	2.8	4.9	7.5	7.6
1,2,3,7,8 - PentaCDD	1.6	0.5	1.2	0.9	1.5	1.4	2.1	1.6	1.7	0.8	0.8	1.0	1.0	1.3
1,2,3,4,7,8 - HexaCDD	0.7	0.2	0.6	0.4	0.7	0.6	0.7	0.8	0.8	0.4	0.4	0.5	0.6	0.4
1,2,3,6,7,8 - HexaCDD	3.2	1.0	2.0	1.6	2.9	2.5	3.8	4.4	4.9	1.6	1.6	2.1	1.9	1.9
1,2,3,7,8,9 - HexaCDD	0.8	0.2	0.5	0.4	0.8	0.6	1.0	0.8	1.2	0.5	0.5	0.7	0.7	0.5
1,2,3,4,6,7,8 - HeptaCDD	3.3	1.1	1.1	1.1	3.6	1.5	4.4	17.4	4.4	2.4	2.2	2.9	3.1	2.3
OctaCDD (OCDD)	3.0	1.3	1.2	0.7	3.2	1.2	1.2	19.5	4.0	<3.8	<3.9	<4.2	<3.3	2.2
Furans (pg/g)														
2,3,7,8 - TetraCDF	55.1	17.0	31.7	21.8	50.6	37.9	37.8	48.0	60.1	18.3	18.9	21.1	23.4	49.2
1,2,3,7,8 - PentaCDF	11.8	3.9	9.8	8.8	12.7	12.1	12.9	14.9	11.7	5.1	4.0	5.9	8.5	13.9
2,3,4,7,8 - PentaCDF	22.0	6.1	14.3	10.0	17.9	16.0	17.4	18.2	28.5	7.3	6.2	8.3	9.3	15.9
1,2,3,4,7,8 - HexaCDF	16.5	5.3	17.0	15.6	20.2	21.4	25.3	30.2	12.9	8.2	4.4	10.4	19.1	21.7
1,2,3,6,7,8 - HexaCDF	6.9	2.2	6.4	5.6	8.4	7.3	9.2	11.2	5.8	3.5	2.6	4.9	8.3	7.0
1,2,3,7,8,9 - HexaCDF	0.8	0.3	0.2	0.2	1.6	0.3	0.2	0.6	0.3	0.2	0.1	0.8	1.6	0.2
2,3,4,6,7,8 - HexaCDF	4.0	1.2	2.7	2.2	4.2	3.0	4.1	5.1	3.4	1.9	1.5	2.6	3.7	2.7
1,2,3,4,6,7,8 - HeptaCDF	16.5	5.8	11.3	10.3	21.4	12.4	20.8	31.0	10.5	11.0	6.6	11.6	35.1	12.7
1,2,3,4,7,8,9 - HeptaCDF	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
OctaCDF (OCDF)	3.9	1.3	1.5	1.0	3.9	1.4	2.0	8.3	3.2	1.7	<1.2	3.7	36.5	2.5
TEQ - PCDD/Fs sum (lb) pg TEQ/g	29	9	24	16	32	26	30	33	24	11	9	13	18	23
TEQ - PCDD/Fs sum (ub) pg TEQ/g	29	9	24	16	32	26	30	33	24	11	9	13	18	23
PCBs dioxin like (pg/g)														
PCB 77 (non-ortho)	3706	1232	2484	1470	3345	2374	2768	3589	4239	1068	928	1583	1813	3592
PCB 81 (non-ortho)	99	8	19	6	20	9	73	23	26	23	<6	13	8	17
PCB 126 (non-ortho)	307	89	192	137	305	221	254	273	432	99	105	128	124	408
PCB 169 (non-ortho)	32	9	25	18	34	30	35	34	47	12	11	15	15	38
PCB 105 (ortho)	19107	5716	10403	9347	18521	14397	15965	17065	24178	6101	6428	10640	8977	20529
PCB 114 (ortho)	5440	1910	3242	3102	5324	5233	5523	4911	5980	1623	1610	2359	2095	4861
PCB 118 (ortho)	110554	33378	73341	63810	111933	89580	112613	135021	114385	30184	32894	50858	50026	97363
PCB 123 (ortho)	1519	424	777	645	1094	1024	1132	1277	1492	422	419	631	578	1110
PCB 156 (ortho)	12467	5394	8967	8047	18758	13424	16001	14440	19257	4320	4153	7082	5998	14566
PCB 157 (ortho)	2070	690	1719	1197	2640	1769	1786	2075	2940	823	640	1236	1006	2473
PCB 167 (ortho)	10271	3636	6078	5348	8624	7871	9806	9106	13361	3126	3100	4309	3858	11916
PCB 189 (ortho)	1750	588	1111	1142	1395	1346	1866	1806	2888	367	331	707	818	1452
TEQ - DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	37	11	23	17	37	27	32	34	51	12	12	16	15	47
TEQ - DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	37	11	23	17	37	27	32	34	51	12	12	16	15	47
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	66	20	48	33	69	53	61	68	74	22	21	29	33	70
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	66	20	48	33	69	53	61	68	74	22	21	29	33	70
PCBs non dioxin like (µg/kg)														
PCB 28	22	16	16	11	22	12	18	27	20	12	9	18	23	10
PCB 52	85	89	34	24	76	30	50	106	34	24	22	60	49	35
PCB 101	221	216	100	98	225	132	177	266	182	66	52	89	91	159
PCB 138	223	179	90	89	141	120	174	191	247	54	54	79	74	167
PCB 153	440	408	110	149	344	373	281	350	488	97	100	179	179	349
PCB 180	119	51	74	64	99	73	95	105	179	25	22	35	42	78
Sum 6 NDL- PCBs	1109	959	424	435	907	740	794	1045	1149	278	258	461	458	798

Tabel A.6 PCDD's, PCDF's en PCB's in Chinese wolhandkrabben uit het Benedenriviereengebied – Periode 2 (2 – 17 juli 2012).

IVM LIMS nr	12/0394	12/0395	12/0396	12/0397	12/0398	12/0399	12/0429	12/0430	12/0643	12/0644	12/0645	12/0646	12/0647	12/0648
CART nr	23922	23923	23924	23925	23926	23927	23940	23941	23954	23955	23956	23957	23958	23959
Locatie	Boven Merwede	Boven Merwede	Nieuwe Maas	Nieuwe Maas	Haringvliet	Haringvliet	Maasvlakte	Maasvlakte	Nieuwe Waterweg	Nieuwe Waterweg	Nieuwe Merwede	Nieuwe Merwede	Hollands Diep	Hollands Diep
Periode	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Gewichtsklasse	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+
Vetgehalte (%)	27.0%	23.3%	22.2%	6.2%	22.8%	11.3%	1.7%	2.2%	1.1%	0.9%	18.0%	21.0%	17.5%	25.5%
Dioxins (pg/g)														
2, 3, 7, 8 - TetraCDD	12.8	18.9	28.8	11.6	11.3	7.7	9.6	8.3	5.2	4.5	9.0	11.5	17.1	33.8
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDD	1.4	1.7	2.1	1.7	1.2	1.6	1.1	1.1	0.4	0.4	1.1	1.1	1.2	2.1
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDD	0.9	1.0	1.4	1.2	1.0	0.6	0.5	0.4	0.3	0.2	0.8	0.8	1.0	1.4
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDD	3.2	3.7	4.8	4.2	3.2	2.5	1.7	1.4	0.8	0.5	2.6	2.8	3.7	5.5
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDD	1.0	1.0	1.6	1.4	1.1	0.7	0.4	0.4	0.2	0.1	0.9	1.0	0.9	2.0
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDD	6.7	7.8	12.3	4.1	5.7	2.7	0.7	0.6	0.3	0.2	4.7	5.3	5.6	11.1
OctaCDD (OCDD)	8.1	8.7	9.9	3.3	5.7	3.3	0.3	<LOQ	0.3	0.3	5.0	7.2	5.5	9.9
Furans (pg/g)														
2, 3, 7, 8 - TetraCDF	45.6	51.8	83.2	52.7	55.3	48.1	31.2	25.7	18.8	14.7	30.9	39.3	44.0	71.6
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDF	17.5	17.3	20.8	20.0	11.8	8.8	7.9	5.6	3.9	2.6	7.9	10.9	13.7	23.4
2, 3, 4, 7, 8 - PentaCDF	16.4	18.8	31.8	22.9	20.4	15.5	13.8	12.1	7.7	5.7	14.9	13.5	16.0	29.6
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDF	37.5	34.9	35.1	39.0	17.6	10.9	14.1	9.4	5.2	3.2	15.6	23.0	28.9	45.0
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDF	12.1	12.7	14.5	16.7	7.4	4.7	5.0	3.8	2.0	1.3	6.6	9.6	11.2	18.1
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDF	1.3	1.0	1.1	1.0	0.7	0.3	ND	ND	0.1	0.1	1.2	0.7	0.9	1.1
2, 3, 4, 6, 7, 8 - HexaCDF	5.1	5.3	7.5	7.4	4.7	2.6	1.7	1.7	0.8	0.5	3.1	3.9	5.3	8.3
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDF	26.5	25.9	44.4	43.0	17.9	9.5	4.6	5.9	2.4	1.1	16.7	18.5	24.4	41.8
1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 - HeptaCDF	1.3	0.9	1.0	0.2	0.7	0.2	ND	ND	0.0	0.0	0.5	0.5	0.9	1.0
OctaCDF (OCDF)	9.6	8.4	8.2	1.3	6.2	2.5	0.2	0.3	0.2	0.2	4.5	4.9	7.8	8.8
TEQ - PCDD/Fs sum (lb) pg TEQ/g	31	38	57	34	28	21	21	17	11	9	21	25	33	61
TEQ - PCDD/Fs sum (ub) pg TEQ/g	31	38	57	34	28	21	21	17	11	9	21	25	33	61
PCBs dioxin like (pg/g)														
PCB 77 (non-ortho)	3200	3487	5262	3072	2419	2871	2097	1624	1253	1131	1927	3005	3373	4490
PCB 81 (non-ortho)	73	88	111	67	70	79	6	5	25	23	48	65	73	109
PCB 126 (non-ortho)	256	337	383	323	283	346	183	186	103	93	166	242	232	389
PCB 169 (non-ortho)	31	39	48	38	32	35	24	25	12	11	19	28	28	52
PCB 105 (ortho)	15415	17973	21406	16990	14919	19058	9266	9084	5279	4775	9033	13828	12886	21178
PCB 114 (ortho)	4214	4520	6995	3846	5284	4581	2942	3244	1433	1227	2397	3110	3649	5379
PCB 118 (ortho)	91561	108516	163039	96182	93460	96299	68029	74350	33729	35298	57259	85865	92540	145779
PCB 123 (ortho)	1040	1247	1637	976	988	1233	649	652	342	297	674	952	998	1488
PCB 156 (ortho)	10278	12634	13990	12058	13647	12123	7437	7944	3933	3672	6438	9428	8752	15273
PCB 157 (ortho)	1654	2220	2453	2154	2339	2210	1172	1300	667	621	1117	1577	1528	2363
PCB 167 (ortho)	7391	8696	12998	7659	10122	9295	5711	6728	2612	2553	4204	6178	6320	11053
PCB 189 (ortho)	1373	1675	1660	1388	2647	1531	1115	1374	506	431	835	1163	1233	2451
TEQ - DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	31	40	47	38	34	40	22	23	12	11	20	29	28	47
TEQ - DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	31	40	47	38	34	40	22	23	12	11	20	29	28	47
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	62	78	104	72	62	62	43	40	23	20	41	54	62	108
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum(ub) pg TEQ/g	62	78	104	72	62	62	43	40	23	20	41	54	62	108
PCBs non dioxin like (µg/kg)														
PCB 28	37	30	42	10	22	16	11	12	7	7	16	22	29	57
PCB 52	125	97	146	26	67	45	18	29	10	10	47	82	97	119
PCB 101	200	218	275	125	174	162	95	115	46	48	116	181	218	217
PCB 138	153	171	197	148	193	161	98	126	46	44	88	141	151	219
PCB 153	334	374	402	218	450	299	155	153	89	74	197	230	264	248
PCB 180	75	91	108	71	169	89	58	84	26	22	40	65	69	135
Sum 6 NDL- PCBs	923	981	1170	598	1074	772	435	519	224	206	504	721	828	996

Tabel A.7 PCDD's, PCDF's en PCB's in Chinese wolhandkrabben uit het Benedenriviereengebied - Periode 3 (1 - 10 oktober 2012).

IVM LIMS nr	12/0834	12/0835	12/0836	12/0837	12/0838	12/0839	12/0840	12/0841	12/0842	12/0843	12/0844	12/0845	12/0846	12/0975	12/0976	12/0977
CART nr	25160	25161	25162	25163	25164	25165	25166	25167	25168	25169	25170	25171	25172	25183	25184	25185
Locatie	Dortse Kil	Dortse Kil	Boven Merwede	Boven Merwede	Nieuwe Merwede	Nieuwe Merwede	Hollands Diep	Hollands Diep	Noord	Oude Maas	Oude Maas	Haringvliet	Haringvliet	Nieuwe Maas	Nieuwe Maas	Noord
Periode	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Gewichtsklasse	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	50-100	50-100	100+	50-100	100+	50-100	100+	100+
Vetgehalte (%)	20.3%	18.8%	9.9%	14.6%	5.5%	17.0%	18.5%	20.3%	18.1%	8.2%	13.2%	16.2%	17.0%	11.9%	15.7%	13.9%
Dioxins (pg/g)																
2,3,7,8 - TetraCDD	11.9	15.7	11.8	13.7	4.1	11.3	19.0	14.8	8.9	8.0	13.1	6.8	9.4	10.6	14.3	12.5
1,2,3,7,8 - PentaCDD	1.4	1.3	1.1	1.4	0.4	1.2	1.8	1.5	1.3	0.9	1.2	1.0	1.2	1.4	2.1	1.4
1,2,3,4,7,8 - HexaCDD	0.8	0.7	0.5	0.7	0.1	0.5	0.8	0.9	0.6	0.4	0.8	0.6	0.7	0.7	1.0	0.7
1,2,3,6,7,8 - HexaCDD	4.8	3.2	2.1	2.8	0.7	2.1	3.4	4.0	2.8	1.6	3.1	2.2	2.6	2.6	4.0	3.1
1,2,3,7,8,9 - HexaCDD	1.3	1.1	0.8	1.1	0.2	0.8	1.2	1.3	1.0	0.5	0.9	0.7	0.9	0.8	1.5	1.0
1,2,3,4,6,7,8 - HeptaCDD	8.6	7.4	4.7	5.4	1.3	4.4	9.0	9.0	5.1	2.2	4.9	3.3	4.1	4.2	7.8	6.9
OctaCDD (OCDD)	10.7	11.9	8.9	8.7	3.2	7.4	11.8	14.2	5.7	2.4	6.3	3.4	<LOQ	5.3	13.5	7.4
Furans (pg/g)																
2,3,7,8 - TetraCDF	47.1	43.9	33.4	40.5	15.1	42.4	48.1	53.6	36.9	24.6	43.0	33.7	41.8	39.2	59.5	40.9
1,2,3,7,8 - PentaCDF	12.6	11.8	11.1	14.2	3.7	11.0	18.1	15.0	10.3	6.8	10.2	8.5	9.0	11.2	15.7	13.9
2,3,4,7,8 - PentaCDF	16.5	14.4	12.1	14.7	4.3	12.6	18.8	18.6	12.6	8.4	14.5	12.5	15.0	13.9	20.3	14.4
1,2,3,4,7,8 - HexaCDF	20.3	17.6	17.8	24.9	4.3	16.9	33.2	23.6	15.9	9.3	13.6	11.8	12.5	17.2	23.8	25.4
1,2,3,6,7,8 - HexaCDF	7.8	7.3	6.4	9.4	1.6	6.5	11.6	8.6	5.8	3.5	5.9	4.6	5.1	6.6	9.2	8.9
1,2,3,7,8,9 - HexaCDF	0.6	2.1	0.8	0.7	0.2	0.6	1.2	0.8	1.3	0.8	1.1	0.6	0.8	1.6	1.9	1.4
2,3,4,6,7,8 - HexaCDF	4.6	4.1	2.9	4.5	0.8	2.9	5.4	5.0	3.1	2.1	3.0	3.2	3.7	3.5	4.9	4.4
1,2,3,4,6,7,8 - HeptaCDF	21.6	20.9	15.8	25.1	4.1	16.4	28.9	24.8	15.1	7.6	15.0	10.6	13.1	17.8	24.5	24.6
1,2,3,4,7,8,9 - HeptaCDF	1.1	1.0	0.8	0.9	0.2	0.7	1.1	1.2	0.9	0.5	0.8	0.7	0.6	0.9	1.1	0.9
OctaCDF (OCDF)	11.6	9.6	7.9	8.8	2.0	6.2	9.2	9.9	8.7	3.0	8.5	5.4	5.0	7.3	11.0	9.2
TEQ - PCDD/Fs sum (lb) pg TEQ/g	28	30	24	29	8	24	38	32	21	16	26	18	22	24	34	28
TEQ - PCDD/Fs sum (ub) pg TEQ/g	28	30	24	29	8	24	38	32	21	16	26	18	22	24	34	28
PCBs dioxin like (pg/g)																
PCB 77 (non-ortho)	2724	3070	1999	2465	1041	2626	2922	3299	2416	1679	2801	1228	1778	2309	3933	2272
PCB 81 (non-ortho)	75	83	49	63	27	69	75	94	66	32	65	38	62	56	104	60
PCB 126 (non-ortho)	244	239	172	218	87	229	239	276	240	142	233	135	199	208	398	201
PCB 169 (non-ortho)	27	24	18	24	8	23	26	27	26	14	21	15	20	21	40	21
PCB 105 (ortho)	12411	12776	8922	10974	4563	11520	11859	14845	13983	7720	13624	7424	10512	11727	21775	11667
PCB 114 (ortho)	2621	3335	1838	1962	817	2356	2873	3073	3690	2553	3659	3260	3511	3461	4490	3742
PCB 118 (ortho)	75543	80647	51212	65863	26143	66946	80991	87906	79222	51703	87488	47092	73182	72007	120497	69837
PCB 123 (ortho)	971	938	642	795	277	863	919	1079	929	673	1170	748	745	829	1519	959
PCB 156 (ortho)	9941	9361	6518	8700	2895	8091	8886	10621	9444	6005	10837	6408	9954	9613	15318	8391
PCB 157 (ortho)	1817	1807	1244	1576	526	1457	1691	1905	1755	1013	1879	1248	1778	1610	3023	1358
PCB 167 (ortho)	7226	6911	4371	6029	2064	5398	6046	9306	6675	4507	8022	5213	7892	5977	9739	6324
PCB 189 (ortho)	1610	1388	837	1186	280	1009	1239	1385	1129	732	1543	1290	1405	1130	1849	1269
TEQ - DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	29	28	20	26	10	27	28	33	29	17	28	16	24	25	47	24
TEQ - DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	29	28	20	26	10	27	28	33	29	17	28	16	24	25	47	24
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	57	58	44	54	18	51	66	65	50	33	54	34	46	49	81	52
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	57	58	44	54	18	51	66	65	50	33	54	34	46	49	81	52
PCBs non dioxin like (µg/kg)																
PCB 28	23	26	16	22	9	18	29	29	18	14	25	9	17	21	28	21
PCB 52	70	82	48	52	26	55	99	91	62	47	83	34	56	56	85	77
PCB 101	170	190	118	147	60	153	180	210	146	110	196	109	153	132	221	162
PCB 138	145	148	92	119	41	124	129	172	131	79	159	99	147	127	181	122
PCB 153	353	334	208	271	95	249	299	397	263	176	361	228	365	241	423	288
PCB 180	96	89	51	70	19	63	75	102	67	42	109	79	116	67	110	75
Sum 6 NDL- PCBs	857	869	532	682	250	662	810	1001	687	469	933	558	854	644	1049	745

Tabel A.8 PCDD's, PCDF's en PCB's in Chinese wolhandkrabben uit het Benedenrivierengebied - Verwaterexperimenten

IVM LIMS nr	12/0649	12/0665	12/0666	12/0667	12/0668	12/0974	12/1001	12/1029	12/1030	12/1031
CART nr	23960	23965	23966	23967	23968	25182	25200	25208	25209	25210
Locatie	Hollands Diep	Hollands Diep	Hollands Diep	Hollands Diep	Hollands Diep	Hollands Diep2 T=0	Hollands Diep2 T=1	Hollands Diep2 T=2	Hollands Diep2 T=3	Hollands Diep2 T=4
Periode	T=0	T=1	T=2	T=3	T=4	3	3	3	3	3
Gewichtsklasse	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100
Vetgehalte (%)	22.0%	19.0%	18.2%	15.1%	9.6%	24.5%	12.5%	15.1%	16.4%	17.8%
Dioxins (pg/g)										
2, 3, 7, 8 - TetraCDD	19.3	13.0	15.7	10.7	14.8	25.7	8.1	18.8	20.9	11.6
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDD	1.4	1.1	1.4	0.9	1.2	2.2	1.0	1.6	2.0	2.0
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDD	1.0	0.9	1.1	0.7	1.0	1.1	0.6	1.0	1.0	1.0
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDD	3.7	3.3	3.7	2.5	3.4	4.3	2.2	3.8	4.1	3.7
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDD	1.4	1.0	1.4	0.7	1.2	1.6	0.8	1.2	1.3	1.7
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDD	8.2	5.9	6.9	3.6	6.5	8.8	3.4	5.5	5.6	7.6
OctaCDD (OCDD)	7.5	4.3	9.0	2.7	4.5	9.6	4.8	5.6	7.6	6.4
Furans (pg/g)										
2, 3, 7, 8 - TetraCDF	45.6	36.6	45.3	32.9	40.2	61.2	30.2	45.8	46.9	51.8
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDF	14.7	8.7	12.2	6.9	12.7	17.2	7.6	13.8	12.9	13.6
2, 3, 4, 7, 8 - PentaCDF	17.6	19.4	22.5	15.6	22.0	21.0	9.8	14.7	16.1	18.2
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDF	28.5	22.4	28.0	14.3	23.5	27.5	10.9	22.0	19.5	18.7
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDF	11.3	9.7	11.7	6.0	11.4	11.9	4.4	9.5	7.8	8.1
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDF	0.4	1.8	1.8	0.8	1.4	2.8	1.1	0.8	0.8	0.8
2, 3, 4, 6, 7, 8 - HexaCDF	5.5	4.2	5.2	2.8	4.6	6.5	2.3	4.4	4.4	4.0
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDF	26.7	24.6	26.7	13.0	23.4	35.6	9.3	23.0	21.6	18.5
1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 - HeptaCDF	0.9	0.6	0.5	0.1	0.4	1.5	0.4	0.7	0.6	0.6
OctaCDF (OCDF)	9.5	4.4	3.6	0.8	2.2	11.5	4.1	4.0	2.7	2.9
TEQ - PCDD/Fs sum (lb) pg TEQ/g	37	28	34	23	32	47	18	34	37	29
TEQ - PCDD/Fs sum (ub) pg TEQ/g	37	28	34	23	32	47	18	34	37	29
PCBs dioxin like (pg/g)										
PCB 77 (non-ortho)	3386	2313	2927	2196	3098	2648	1857	2842	2784	3116
PCB 81 (non-ortho)	66	53	50	50	65	86	44	63	63	79
PCB 126 (non-ortho)	245	202	239	176	220	346	170	227	234	309
PCB 169 (non-ortho)	30	26	29	19	27	36	17	24	24	31
PCB 105 (ortho)	12676	11691	13386	9803	13293	19054	9345	12626	12383	17836
PCB 114 (ortho)	3438	3337	4248	3108	3127	3835	2677	4818	3821	3706
PCB 118 (ortho)	94987	73513	81924	64190	92227	116555	58402	88896	88065	90201
PCB 123 (ortho)	862	793	962	700	898	1452	663	1343	868	1137
PCB 156 (ortho)	8485	8671	10486	7302	9320	15809	7322	10583	10338	11998
PCB 157 (ortho)	1528	1492	1614	1279	1582	2796	1245	1783	1783	2123
PCB 167 (ortho)	6461	5848	6816	4944	6254	10610	4565	7068	7137	6988
PCB 189 (ortho)	1186	1388	1354	846	1245	2308	897	1553	1494	1444
TEQ - DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	30	24	29	21	27	41	20	28	28	36
TEQ - DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	30	24	29	21	27	41	20	28	28	36
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	66	53	63	44	59	88	38	62	65	65
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	66	53	63	44	59	88	38	62	65	65
PCBs non dioxin like (µg/kg)										
PCB 28	14	19	22	16	24	35	13	22	27	18
PCB 52	50	61	72	45	77	138	52	102	118	52
PCB 101	93	135	152	126	150	283	117	202	211	164
PCB 138	74	107	108	95	125	232	95	155	147	161
PCB 153	113	246	241	217	186	556	209	325	337	327
PCB 180	47	61	63	51	70	142	52	93	93	94
Sum 6 NDL- PCBs	391	628	659	549	632	1385	538	899	933	816

Tabel A.9 PCDD's, PCDF's en PCB's in Chinese wolhandkrabben uit het Benedenriviereengebied - Intra-orgaan verdeling

IVM LIMS nr CART nr Locatie Periode Gewichtsklasse Vetgehalte (%)	12/0979	12/0980	12/0981	12/0982	12/0984	12/0985	12/0986	13/0097	13/0098	13/0099	13/0100	13/0102	13/0103	13/0104	13/0106	13/0107	13/0108
	25186 Hollands Diep vrouw bruin	25187 Hollands Diep vrouw wit	25188 Hollands Diep vrouw poten	25189 Hollands Diep vrouw gonaden	25190 Hollands Diep man bruin	25191 Hollands Diep man wit	25192 Hollands Diep man poten	26064 Haringvliet sluizen vrouw bruin	26065 Haringvliet sluizen vrouw wit	26066 Haringvliet sluizen vrouw poten	26067 Haringvliet sluizen vrouw gonaden	26068 Haringvliet Sluizen man bruin	26069 Haringvliet Sluizen man wit	26070 Haringvliet Sluizen man poten	26071 Man/vrouw Haringvliet Sluizen bruin	26072 Man/vrouw Haringvliet Sluizen wit	26073 Man/vrouw Haringvliet Sluizen poten
Dioxins (pg/g)																	
2, 3, 7, 8 - TetraCDD	38.7	2.5	0.7	11.0	17.4	2.9	0.3	24.7	0.9	0.1	7.7	28.9	2.1	0.2	22.7	1.0	0.2
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDD	2.7	0.2	ND	1.0	2.0	0.2	ND	3.2	0.1	0.02	1.1	3.3	0.2	0.02	3.1	0.1	0.03
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDD	1.8	0.1	0.01	0.4	1.2	0.1	0.0	2.1	0.1	0.01	0.5	1.9	0.05	0.01	2.0	0.04	0.01
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDD	5.5	0.3	0.04	2.0	8.6	0.6	0.1	7.9	0.3	0.03	2.3	6.9	0.1	0.03	7.2	0.2	0.04
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDD	2.3	0.1	0.03	0.6	1.7	0.1	0.0	2.8	0.1	0.02	0.7	2.4	0.1	0.02	2.5	0.1	0.02
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDD	10.8	0.4	0.1	4.8	8.6	0.7	0.4	16.9	0.4	0.1	3.2	10.3	0.1	0.04	12.2	0.2	0.1
OctaCDD (OCDD)	10.5	<0.3	1.2	6.7	10.0	1.1	2.4	15.9	0.9	0.2	4.7	10.0	0.4	0.1	12.4	0.7	0.3
Furans (pg/g)																	
2, 3, 7, 8 - TetraCDF	84.3	4.5	0.7	43.1	64.1	9.3	0.7	69.0	3.6	0.4	45.9	106.6	11.7	0.6	85.6	6.3	0.6
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDF	20.0	1.0	0.2	8.6	14.8	1.8	0.2	19.7	0.9	0.1	10.7	26.8	1.3	0.2	21.4	0.8	0.2
2, 3, 4, 7, 8 - PentaCDF	32.1	1.7	0.2	13.0	20.3	2.3	0.2	28.5	1.3	0.1	14.2	39.3	1.8	0.2	33.5	1.1	0.2
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDF	33.1	1.8	0.3	11.7	19.1	1.9	0.3	41.4	1.4	0.2	14.0	45.8	1.1	0.2	38.1	0.8	0.2
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDF	13.5	0.8	0.1	5.7	9.3	0.8	0.1	15.5	0.6	0.1	5.6	17.7	0.5	0.1	15.7	0.3	0.1
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDF	3.9	0.1	0.04	1.3	2.7	0.1	0.02	4.1	0.2	0.02	1.3	3.5	0.1	0.02	4.4	0.1	0.02
2, 3, 4, 6, 7, 8 - HexaCDF	7.9	0.5	0.1	3.2	4.9	0.5	0.04	9.5	0.4	0.04	3.3	9.8	0.2	0.04	9.4	0.2	0.1
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDF	33.0	1.5	0.4	21.7	21.2	2.2	0.6	57.1	2.0	0.2	20.2	51.6	0.9	0.2	51.0	0.9	0.3
1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 - HeptaCDF	1.9	0.1	0.03	0.7	1.1	0.1	0.04	2.0	0.1	0.0	0.6	0.9	0.02	0.01	1.3	0.03	0.01
OctaCDF (OCDF)	13.0	0.9	0.2	8.4	8.5	0.8	0.8	21.8	0.8	0.1	7.8	6.9	0.1	0.1	13.4	0.4	0.3
TEQ - PCDD/Fs sum (lb) pg TEQ/g	67	4.0	0.8	23	37	5.3	0.5	53	2.1	0.3	21	65	4.2	0.4	54	2.3	0.4
TEQ - PCDD/Fs sum (ub) pg TEQ/g	67	4.0	0.9	23	37	5.3	0.5	53	2.1	0.3	21	65	4.2	0.4	54	2.3	0.4
PCBs dioxin like (pg/g)																	
PCB 77 (non-ortho)	18516	1127	103	4307	4618	619	93	4601	219	36	1755	5272	433	49	4052	284	40
PCB 81 (non-ortho)	835	52	4	178	82	15	8	149	9	2	43	145	11	4	138	10	3
PCB 126 (non-ortho)	643	36	4	201	369	42	4	505	16	2	129	527	26	2	484	17	3
PCB 169 (non-ortho)	56	3	0.3	15	36	3	0.2	57	2	0.1	11	58	1	0.1	55	1	0.2
PCB 105 (ortho)	78042	5022	421	25093	24051	2068	458	29203	999	150	7893	31609	1145	196	27729	914	193
PCB 114 (ortho)	12238	650	43	2848	8276	393	61	8380	301	26	2068	9197	159	38	10757	204	52
PCB 118 (ortho)	299438	16582	1714	85353	154478	11234	2102	186455	5984	1028	51789	203804	5619	1134	173144	4305	1036
PCB 123 (ortho)	3432	159	19	1107	1728	151	34	2126	98	16	521	2389	62	21	1909	66	20
PCB 156 (ortho)	64145	4555	266	17587	24823	1530	203	22558	711	86	5409	26373	725	96	24184	532	126
PCB 157 (ortho)	10079	632	47	2714	3448	243	31	3928	129	15	952	4663	142	19	3588	95	20
PCB 167 (ortho)	34232	2081	114	7561	15811	1041	112	18485	646	64	4221	20837	442	57	16495	298	85
PCB 189 (ortho)	8722	527	28	1944	3772	202	24	3814	85	9	594	4098	78	ND	3396	83	14
TEQ - DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	83	4.7	0.5	25	46	4.9	0.5	61	2.0	0.3	16	64	2.9	0.3	58	2.0	0.3
TEQ - DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	83	4.7	0.5	25	46	4.9	0.5	61	2.0	0.3	16	64	2.9	0.3	58	2.0	0.3
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (lb) pg TEQ/g	151	8.7	1.3	49	83	10.2	1.0	114	4.1	0.5	37	129	7.2	0.7	112	4.3	0.7
TEQ - PCDD/Fs + DLPCBs sum (ub) pg TEQ/g	151	8.7	1.3	49	83	10.2	1.0	114	4.1	0.5	37	129	7.2	0.7	112	4.3	0.7
PCBs non dioxin like (µg/kg)																	
PCB 28	115	3	1	29	51	3	2	42	4	2	17	48	2	2	41	3	2
PCB 52	250	10	2	68	146	11	6	164	13	5	47	156	6	6	132	11	5
PCB 101	659	37	3	178	375	23	5	391	11	3	97	380	7	3	316	8	3
PCB 138	719	44	3	179	309	20	2	365	9	1	69	372	8	1	372	6	2
PCB 153	1141	62	5	291	700	44	5	865	23	3	191	985	15	2	789	14	4
PCB 180	410	26	1	107	233	13	1	254	6	1	41	267	5	1	261	4	1
Sum 6 NDL- PCBs	3294	182	16	853	1813	114	21	2082	66	14	462	2208	43	15	1913	47	16

Bijlage C Risicoschattingen dioxines en Chinese wolhandkrab

Tabel A.10 Overzicht van berekeningen risicoschattingen dioxines Chinese wolhandkrab

Studie	Consumptie aanne,me, Locatie	Consumptie gemiddeld in gram / week	Gehalte TEQ pg/g versgewicht	Gemiddelde opname uit wolhand krab voor persoon 60 kg in pg/kg lg/ week	Totale gemiddelde wekelijkse inname inclusief achtergrond belasting P50 (6.3) en P95 (13.3)	Factor t.o.v. TWI = 14 pg/kg/w
BuRO, 2011	50 g per week Merwede ¹⁾	50	70	58.3	P50: 64.6 P95: 71.6	4.61 5.12
BuRO, 2011	50 g per maand Merwede ¹⁾	11.5	70	13.6	P50: 19.9 P95: 26.9	1.42 1.92
BuRO 2013	2 x 100 g per jaar Friesland ²⁾	3.8	6.5	0.4	P50: 6.7 P95: 13.7	0.48 0.98
BuRO 2013	2 x 100 g per jaar IJsselmeer ²⁾	3.8	14.5	0.9	P50: 7.2 P95: 14.2	0.51 1.01
VRSS, 2012	2 x 49 g per jaar Nieuwe Maas ³⁾	1.9 ⁴⁾	46.7	1.5	P50: 7.8 P95: 14.8	0.56 1.06
Deze studie	2 x 54 g per jaar Nwe. Merwede ⁵⁾	2.1	42	1.5	P50: 7.8 P95: 14.8	0.56 1.05

1) afkomstig uit Kotterman en van der Lee (2011). 2) uit van der Lee *et al.* (2012). 3) Afgeleid uit van der Lee *et al.* (2012) en gecorrigeerd voor het aandeel van witvlees uit de poten. 4) consumptie schatting gebaseerd op Bakker en Zaalmink (2012, Clark *et al.* (2009) en van der Lee *et al.* (2012). 5) Portie: 2 krabben met gemiddeld gewicht van 27 gram, gehalte Nieuwe Merwede: 51 pg TEQ/g (100+ klasse periode 3) en na correctie voor aandeel poten en scharen: 42 pg TEQ/g product.

Overige gegevens gebruikt in berekening:

Tolerable Weekly Intake:	14 pg TEQ/kg lichaamsgewicht/week	gebaseerd op SCF (2001)
Achtergrondbelasting (per week)	P50 (50-percentiel): 6.3 pg TEQ/kg lg/w P95 (95-percentiel): 13.3 pg TEQ/kg lg/w	afgeleid uit De Mul <i>et al.</i> (2008)
EU Norm voor dioxines in witvlees van krabben	6.5 pg TEQ/g versgewicht	EU No. 1259/2011