

# Advies over de problematiek van polluenten in zoetwatervissen in Vlaanderen

Adviesnummer: **INBO.A.3528**  
Auteur: **Claude Belpaire, Daniel De Charleroy, Maurice Hoffmann**  
Contact: **Niko Boone ([niko.boone@inbo.be](mailto:niko.boone@inbo.be))**  
Kenmerk aanvraag: **Advies op eigen initiatief**  
**Adviezen van het INBO zijn vrij beschikbaar op [www.inbo.be/nl/adviezen](http://www.inbo.be/nl/adviezen)**

Dr. Maurice Hoffmann  
Administrateur-generaal wvd.

## Inleiding

---

Op 6 februari 2012 keurde de deelbeleidsraad Leefmilieu en Natuur van het Departement Leefmilieu Natuur en Energie (LNE) de strategie hormoonverstoring goed, inclusief een lijst van prioritaire acties. Jaarlijks rapporteren de betrokken entiteiten over de stand van zaken van de uitvoering en opvolging van de verschillende acties. Omdat ook in vissen hormoonverstorende stoffen aanwezig zijn (vooral in paling), zijn ANB en INBO betrokken partij en rapporteren zij jaarlijks.

Bij actie 36 stelde de coördinatiewerkgroep van het Departement LNE de vraag of er verder gegaan kan worden dan het ontraden van consumptie zoals actueel opgenomen in de folders en het visverlof. De coördinatiewerkgroep verwees daarbij naar geldende maatregelen in Frankrijk, Nederland en het Waalse Gewest.

In 2008 voerde het INBO de laatste monitoring uit van toxische stoffen in paling. Sindsdien wordt dit niet meer systematisch opgevolgd in Vlaanderen, maar de wetenschappelijke inzichten zijn verder ontwikkeld. Met deze adviesnota wil het INBO een stand van zaken geven van de wetenschappelijke inzichten over polluenten in vissen in Vlaanderen en suggesties meegeven voor maatregelen om de blootstelling van de burger aan polluenten via consumptie van zelfgevangen vis te beperken.

In een eerste deel vatten we nog eens bondig de ruimere context samen van de aanwezigheid van contaminanten in zoetwatervis in Vlaanderen, met aandacht voor de toestand en trends, de effecten op de biodiversiteit en de impact op het behalen van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn.

Daarna geven we een korte schets van de problematiek, waarbij we vooral ingaan op de mogelijke risico's van de consumptie van (vervulde) zoetwatervis uit Vlaamse oppervlaktewateren door hengelaars, en op de gerelateerde beleidsmaatregelen.

## Toelichting

---

### 1 Wetenschappelijke inzichten over polluenten in zoetwatervissen in Vlaanderen

#### 1.1 Toxische stoffen in paling: toestand en trends

Eerdere metingen en trendanalyses in Vlaanderen hebben aangetoond dat de concentraties van een aantal milieuverontreinigende stoffen in paling zorgwekkend zijn. Sommige stoffen vertonen een dalende trend, bijvoorbeeld PCB's en enkele pesticiden (Maes *et al.*, 2008). Andere stoffen daarentegen, zoals cadmium, kwik en sommige andere pesticiden, vertonen geen daling.

Recent werd door ICES (ICES, 2015) een overzicht gemaakt van de maximale waarden van contaminanten die mogen aangetroffen worden in paling of in vis. De lijst bevat zowel consumptienormen (Europa en VS), als grenswaarden voor milieubescherming (Kaderrichtlijn Water) (Tabel 1).

Tabel 2 geeft een overzicht van de spreiding van de gehalten van een aantal contaminanten van het palingpolluentenmeetnet.

Tabel 1. Maximale waarden van contaminanten in paling en vis volgens internationale consumptienormen (EU en V.S.) en milieukwaliteitsnormen (Kaderrichtlijn water) (ICES, 2015).

<b>Contaminant</b>	<b>Maximale waarden</b>
<b><u>Metalen</u></b>	
Hg (EC/466/2001 - in paling)	1 µg/g versgewicht spier
Hg (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	20 ng/g versgewicht spier
Pb (EC/466/2001 - in paling)	0.4 µg/g versgewicht spier
Cd (EC/466/2001) - in paling)	0.1 µg/g versgewicht spier
<b><u>Pesticides</u></b>	
α-HCH (86/363/EEC - in vlees)	200 ng/g versgewicht spier
β-HCH (86/363/EEC - in vlees)	100 ng/g versgewicht spier
γ-HCH (lindaan) (86/363/EEC - in vlees)	2000 ng/g versgewicht spier
Som van DDTs (86/363/EEC - in vlees)	1000 ng/ g versgewicht spier
Hexachlorobenzeen HCB (86/363/EEC - in vlees)	200 ng/g versgewicht spier
Hexachlorobenzeen HCB (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	10 ng/g versgewicht spier
Endrin (86/363/EEC - in vlees)	50 ng/g versgewicht spier
Chlordaan (86/363/EEC - in vlees)	50 ng/g versgewicht spier
Chlordaan (US-FDA - in vis) <sup>2</sup>	300 ng/g versgewicht spier
Aldrin en dieldrin (86/363/EEC - in vlees)	200 ng/g versgewicht spier
Aldrin en dieldrin (US-FDA - in vis) <sup>2</sup>	300 ng/g versgewicht spier
DDTs (US-FDA - in vis) <sup>2</sup>	5 µg/g versgewicht spier
HCBD (Hexachlorobutadieen) (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	55 ng/g versgewicht spier
Dicofol (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	33 ng/g versgewicht spier
Hexabromocyclododecaan (HBCDD) (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	167 ng/g versgewicht spier
Heptachlor en heptachlor epoxide (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	6.7 × 10 <sup>-3</sup> ng/g versgewicht spier
Heptachlor en heptachlor epoxide (US-FDA - in vis) <sup>2</sup>	300 ng/g versgewicht spier
<b><u>PCB's</u></b>	
Som van 6 PCB's indicators (28,52,101,138,153,180) (EC/1259/2011 - in paling)	300 ng/g versgewicht spier
<b><u>Dioxines en dioxine-achtige stoffen</u></b>	
Som van PCDD+PCDF+ PCB-DL –TEQ (WFD EQS - in vis, kreeftachtigen en mollusken) <sup>1</sup>	6.5 pg/g TEQ <sub>2005</sub> versgewicht spier
Som van PCDD+PCDF + PCB-DL -TEQ (EC/1259/2011 - in paling)	10.0 pg/g TEQ <sub>2005</sub> versgewicht spier
Som van PCDD+PCDF – TEQ (EC/1259/2011 - in paling)	3.5 pg/g TEQ <sub>2005</sub> versgewicht spier
<b><u>PBDE</u></b> (28+47+99+100+153+154) - (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	0.0085 ng/g versgewicht spier
<b><u>Perfluorooctaansulfonzuur en derivaten (PFOS)</u></b> - (WFD EQS - in vis) <sup>1</sup>	9.1 ng/g versgewicht spier
<b><u>PAH</u></b>	
Benzo(a)preen (EC/1881/2006 - in vis)	2 ng/g versgewicht spier

<sup>1</sup>WFD-EQS: Water Framework Directive - Environmental Quality Standards

<sup>2</sup><http://www.fda.gov/ICECI/ComplianceManuals/CompliancePolicyGuidanceManual/ucm123236.htm>

Tabel 2. Voorbeelden van spreiding van gehalten van contaminanten gemeten in paling uit Vlaamse wateren. Concentraties zijn uitgedrukt in ng/g versgewicht, behalve voor \* (ng/g vetgewicht) en \*\* (pg g<sup>-1</sup> versgewicht) (Belpaire *et al.*, 2016).

Contaminant	Min-max	Periode	Aantal meetplaatsen	Referentie
PCB 153	1-5099	1994-2005	365	Maes <i>et al.</i> 2008
Lindaan	0.01-22225	1994-2005	365	Maes <i>et al.</i> 2008
<i>p,p'</i> -DDE	0.10-3423	1994-2005	365	Maes <i>et al.</i> 2008
Cadmium	1.0-2474	1994-2005	365	Maes <i>et al.</i> 2008
ΣHBCDs*	16-4397	2000-2006	50	Roosens <i>et al.</i> 2010
ΣPBDEs*	10-5811	2000-2006	50	Roosens <i>et al.</i> 2010
ΣPCDD/Fs **	1-110	2000-2007	38	Geeraerts <i>et al.</i> 2011

Het INBO heeft in het kader van specifieke projecten, internationale samenwerkingen of samenwerkingen met Belgische universiteiten, nieuwe gegevens verzameld en gepubliceerd over een aantal toxische stoffen, met name gebromeerde vlamvertragers, organofosfor vlamvertragers, weekmakers, perfluorverbindingen, kleurstoffen, dioxines enz. De aard van de vervuiling, ook voor deze minder bekende stoffen, is meestal zorgwekkend. Sommige publicaties bespreken de mogelijke gevaren van blootstelling voor de mens (bv. Belpaire *et al.*, 2011; Geeraerts *et al.*, 2011; Malarvannan *et al.*, 2014; Belpaire *et al.*, 2015).

Geeraerts *et al.* (2011) berekenden bijvoorbeeld dat regelmatige consumptie van paling uit de zeer verontreinigde Congovaart in Mol, de dioxineblootstelling van de consument vermeerderd met een factor 120 t.o.v. de dioxineblootstelling van de gemiddelde burger. De volgens de Europese Commissie (2001) toegestane dagelijkse inname werd daarbij overschreden met een factor 43.

Belpaire *et al.* (2015) onderzochten de aanwezigheid van kleurstoffen in het vlees van wilde paling gevangen in Vlaanderen. Verschillende kleurstoffen bleken aanwezig. In 77% van de 91 locaties werden er kleurstoffen in paling gedetecteerd. Het carcinogene malachietgroen werd in 46% van de meetplaatsen aangetroffen. Malachietgroen is een kleurstof die gebruikt wordt in de textielindustrie, maar ook therapeutisch gebruikt wordt tegen visziekten. Het gebruik als ontsmettingsmiddel in de aquacultuur werd inmiddels verboden. Een nultolerantie wordt in de EU toegepast voor alle malachietgroenresiduen in vismonsters voor humane consumptie (Heberer *et al.*, 2007). Echter, een minimaal vereiste analytische prestatielimiet van 2 ng/g versgewicht werd vastgesteld voor het meten van de som van malachietgroen en leuco-malachietgroen. Deze waarde vormt de grenswaarde voor het nemen van maatregelen (Europese Commissie, 2004). Het aantreffen van malachiet bij kweekvis (forel), geeft aanleiding tot het vernietigen van het lot door het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV).

Metingen op recent bemonsterde vissen.

Een beperkte set van recente metingen in paling zijn gerapporteerd door De Jonge *et al.* (2014) en Teunen *et al.* (2016). Vlaanderen verricht metingen van een beperkte lijst van contaminanten in aquatische biota ten behoeve van de Europese rapportageverplichtingen voor de Kaderrichtlijn Water. In dit kader werden recentelijk ook in paling een aantal stoffen onderzocht, waaronder kwik, PCB's en dioxines.

De Jonge *et al.* (2014) en Teunen *et al.* (2016) rapporteerden kwikmetingen in paling uit respectievelijk 16 meetplaatsen (bemonsterd in 2013) en 11 meetplaatsen (bemonsterd in 2015). Analyseresultaten schommelden tussen 48 en 324  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  versgewicht (De Jonge *et al.* (2014) en tussen 74.2 tot 332  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  versgewicht (Teunen *et al.*, 2016). De consumptienorm van 1  $\text{mg.kg}^{-1}$  versgewicht werd nergens overschreden, doch op alle locaties werd de biota milieukwaliteitsnorm van 20  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  versgewicht overschreden.

Teunen *et al.* (2016) rapporteren metingen van PCB's in paling van 11 meetplaatsen bemonsterd in het najaar van 2015 (Tabel 3). De consumptienorm voor PCB's (300  $\text{ng.g}^{-1}$  versgewicht) werd op 6 van de 11 plaatsen (55%) overschreden.

Tabel 3. PCB metingen (in  $\text{ng/g}$  versgewicht) in paling bemonsterd op 11 meetplaatsen in Vlaanderen (najaar 2015) (Teunen *et al.*, 2016). Overschrijdingen van de consumptienorm worden in vet weergegeven.

Nr	Waterloop	Grootte mengmonster	Sum 6PCB's
1	Bovenschedde	23	<b>586</b>
2	Dender	17	<b>790</b>
3	Demer	10	249
4	Maas	33	<b>353</b>
5	IJzer	24	67
6	Leie	20	<b>982</b>
8	Kanaal Gent Oostende	7	<b>409</b>
9	Kleine Nete	29	4
10	Zeeschedde <sup>1</sup>	1-3	<b>659-1336</b>
11	Dijle	4	147

<sup>1</sup> Van de Zeeschedde werden drie mengstalen geanalyseerd

Dioxines werden bepaald in paling afkomstig van twee meetplaatsen bemonsterd in 2015 in het kader van de studie van Teunen *et al.* (2016). De cijfers geven de som weer van polychloor-dibenzo-p-dioxinen (PCDD's), polychloordibenzofuranen (PCDF's) en dioxineachtige polychloorbifenylen (PCB-DL). De meetplaatsen situeerden zich op de Dijle (Oud-Heverlee) en op de Benedenschedde (Antwerpen). In de paling van de Dijle werden dioxineconcentraties gemeten van 0.0040  $\mu\text{g WHO-TEQ}_{2005} \text{kg}^{-1}$  versgewicht. Deze waarde situeert zich onder de consumptienorm van 0,010  $\mu\text{g WHO-TEQ}_{2005} \text{kg}^{-1}$  versgewicht en onder de biota-milieukwaliteitsnorm van 0.0065  $\mu\text{g WHO-TEQ} \text{kg}^{-1}$  vg. In de paling van de Benedenschedde werden echter dioxineconcentraties gemeten van 0.0379  $\mu\text{g WHO-TEQ}_{2005} \text{kg}^{-1}$  versgewicht. Deze waarde overschrijdt de consumptienorm met een factor 3,8 en de biota-milieukwaliteitsnorm met een factor 5,8.

Uit het voorgaande is duidelijk dat een belangrijk deel van de paling in Vlaanderen actueel niet voldoet aan de internationale consumptienormen voor bijvoorbeeld PCB's en dioxines.

In veel andere Europese landen blijft men de toxicologische kwaliteit van paling nauwlettend in het oog houden. Er zijn meerdere rapporten beschikbaar over de aanwezigheid van toxische stoffen in paling over heel zijn verspreidingsgebied (bijvoorbeeld De Boer *et al.*, 2010; Jürgens *et al.*, 2013; Byer *et al.*, 2013; Guhl *et al.*, 2014; Kammann *et al.*, 2014; Sühling *et al.*, 2014; Szlinder-Richert *et al.*, 2014; Freese *et al.*, 2015; Wariaghli *et al.*, 2015).

## 1.2 Effecten op de aquatische levensgemeenschappen en op paling

Er zijn talloze buitenlandse studies gepubliceerd die de effecten van toxische stoffen op vissen en visgemeenschappen beschrijven. De gevoeligheid van vislarven voor de effecten van persistente organische pollutanten werd onder andere beschreven door Kime *et al.*, 1995; Henry *et al.*, 1997; King-Heiden *et al.*, 2012; Walker & Peterson, 1994 (voor dioxines); Mhadhbi *et al.*, 2012; Usenko *et al.*, 2011 (voor PBDE's); Sisman *et al.*, 2007; Soffientino *et al.*, 2010; Wilson & Tillitt, 1996; Zabel *et al.*, 1995a, 1995b (voor dioxine-achtige PCB's). Vlaamse studies naar de effecten van pollutanten op vis zijn eerder uitzondering. Specifiek met betrekking tot hormoonverstoring werd in Vlaanderen slechts één (preliminaire) studie uitgevoerd op blankvoorn. De studie, uitgevoerd door het VITO en het INBO in opdracht van de VMM, illustreerde o.a. dat de helft van de onderzochte Vlaamse mannelijke blankvoorn duidelijke tekenen van vervrouwelijking vertoonde, met name de aanwezigheid van eicellen in de testis (Berckmans *et al.*, 2007). Sommige exemplaren waren volledig vervrouwelijkt en enkel nog aan de hormoonspiegel als mannetjes te herkennen.

Ook effecten op de visgemeenschappen zijn meetbaar. Bervoets *et al.* (2005, 2007) gingen voor een aantal waterlopen in Vlaanderen (55 sites) na of er een verband bestaat tussen de metaalgehalten gemeten in de omgeving en in vissen enerzijds en de samenstelling van de vislevensgemeenschappen anderzijds. Als maat voor de samenstelling van de vislevensgemeenschap bepaalden ze de visindex<sup>1</sup> en werd de visdiversiteit berekend. Er bleek een significante negatieve relatie te bestaan tussen de totale metaalbelasting (zowel in water als in vislever) en de visindex.

Een analyse van meetresultaten van pollutanten in het spierweefsel van 1156 palingen van 185 meetplaatsen (data uit een lange termijnmonitoring uit de periode 1994-2009) toonde aan dat de kwaliteit van de visgemeenschappen significant negatief gecorreleerd was met de aanwezigheid van PCB's (Van Ael *et al.*, 2014).

In het kader van internationale samenwerking zijn verschillende onderzoeken gebeurd op de **effecten van toxische stoffen op paling** (voor een review zie Geeraerts & Belpaire, 2010). Ook recentere bevindingen wijzen op de belangrijke potentiële rol van vervuiling als oorzaak van het ineenstorten van de palingstocks (bv. Belpaire *et al.*, 2016; Foekema *et al.*, 2016).

## 1.3 Potentiële effecten van hormoonverstoring op het behalen van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn

Belpaire (2013) heeft een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de mate waarin hormoonverstoring bij vissen een impact kan hebben op het behalen van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Habitatrichtlijn (HRL).

Verkennd onderzoek op een brede set van meetplaatsen toonde aan dat er een omgekeerd verband bestaat tussen de gehalten van bepaalde stoffen gemeten in paling en de indices gebruikt bij de rapportage van de ecologische toestand voor de KRW. Hoe hoger de pollutantvervuiling in paling, hoe lager de indicatoren voor ecologische kwaliteit scoorden. Door deze bevindingen en ander wetenschappelijk onderzoek (o.a. Hall & Giddings, 2000; Dyer *et al.*, 2000; Bahamonde *et al.*, 2013) dat aantoonde dat pollutanten negatieve effecten genereren op populatie- en gemeenschapsniveau, kan besloten worden dat vervuiling door pollutanten een van de vele antropogene drukken is die een significante negatieve impact heeft op het behalen van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water.

---

<sup>1</sup> De visindex is een maat voor de ecologische kwaliteit van een meetplaats op basis van de toestand van het huidige visbestand ten opzichte van de te verwachten kwaliteit, rekening houdende met de typologie van de meetplaats.

Specifieke studies naar de impact van pollutanten op Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen ontbreken. Wel zijn er in de internationale literatuur beschrijvingen van de impact van deze stoffen op een beperkt aantal soorten (bijvoorbeeld Jolly *et al.*, 2012 (voor rivierdonderpad); Hugla *et al.*, 1995 (voor barbeel); Dill *et al.*, 2002 (voor zalm)). Gelet op de hoge concentraties aan stoffen met oestrogene werking in het oppervlaktewater in Vlaanderen vergeleken met het buitenland, verwachten we dat hormoon verstorende stoffen een grote impact hebben op de toestand en het herstel van Vlaamse HRL-soorten.

## **2 Actuele blootstelling van de mens aan pollutanten via consumptie van zelfgevangen vis en effecten op de volksgezondheid**

Er is in Vlaanderen weinig experimenteel onderzoek gedaan naar de meetbare effecten bij de mens van de consumptie van zoetwatervis uit Vlaamse oppervlaktewateren. De directe relaties tussen het consumptiegedrag van hengelaars en metingen van interne blootstelling bij hengelaars is in Vlaanderen nog niet onderzocht.

Toch blijkt uit een Vlaamse studie met verschillende innamescenario's met reële veldgegevens (Bilau *et al.*, 2007), dat de menselijke inname van contaminanten door de consumptie van verontreinigde paling zeer zorgwekkend is. Indien vissers of hun familieleden regelmatig zelf gevangen paling uit vervuilde waters consumeren, worden ze in vergelijking met de gemiddelde burger op zeer significante wijze blootgesteld aan gezondheidsbedreigende stoffen. De innamewaarden van PCB's liggen bij sportvissers 25 tot 50 keer hoger dan in de achtergrondpopulatie, waardoor de lichaamsbelasting toxicologisch relevante waarden kan aannemen. De studie toonde aan dat bij 70% tot 99% van de sportvissers (afhankelijk van het consumptiescenario), de toegestane dagelijkse inname voorgeschreven door de WHO (2003) overschreden werd.

Colles *et al.* (2008) analyseerden interne gehalten in de mens in relatie met resultaten uit een enquête naar het consumptiegedrag. Dit onderzoek situeert zich in het kader van het eerste Vlaams humaan biomonitoringprogramma (2002-2006, Steunpunt Milieu en Gezondheid). Er werden blootstellings- en effectbiomerkers (indicatoren) gemeten in bloed en/of urinestalen van pasgeborenen, adolescenten en volwassenen afkomstig uit acht geselecteerde aandachtsgebieden in Vlaanderen. Voor de drie leeftijdsklassen werden Vlaamse referentiewaarden berekend voor cadmium, lood, PCB's, dioxines, hexachlorobenzeen (HCB), p,p'-DDE (een afbraakproduct van DDT) en afbraakproducten van benzeen en PAK's. Gebiedsvergelijking toonde aan dat de gechloroerde pollutanten HCB, p,p'-DDE, PCB's en dioxineachtige stoffen bij de drie leeftijdsgroepen in het landelijke aandachtsgebied significant verhoogd waren t.o.v. het Vlaams referentiegemiddelde. Consumptie van lokaal geteelde voedingsproducten lijkt een gemeenschappelijke blootstellingsweg voor al deze gechloroerde verbindingen naar de mens. Het rapport toonde onder meer aan dat op basis van de meetgegevens, Vlaamse adolescenten en volwassenen een hoger risico hebben op hogere HCB- en PCB-waarde indien ze zelfgevangen paling consumeren.

Veel recent experimenteel veldonderzoek in Nederland (van den Dungen *et al.*, 2016) bevestigde de desktopstudie van Bilau *et al.* (2007) en de waarnemingen van Colles *et al.* (2008). Men onderzocht de verschillen in serumniveau van persistente organische pollutanten in consumenten van paling uit verontreinigde gebieden en consumenten van paling uit minder vervuilde gebieden of aquacultuur. De consumptie van paling uit vervuilde gebieden resulteerde in respectievelijk tot 2,5 en 10 keer verhoogde niveaus van dioxines en polychloorbifenylen (PCB's), in vergelijking met consumenten van paling uit minder vervuilde gebieden of aquacultuur. De studie verwijst specifiek naar de "lakse" houding van België en Duitsland, die geen meeneemverbod hebben van paling uit zwaar vervuilde gebieden. Met

België wordt eigenlijk Vlaanderen bedoeld, omdat in Wallonië een meeneemverbod van kracht is. De auteurs bevelen meer strikte maatregelen aan.

Volgens een recente enquête onder recreatieve vissers werd in 2015 door hen 29.523 kg paling geogst uit de Vlaamse openbare wateren. Paling komt daarmee op de tweede plaats na snoekbaars (Agentschap voor Natuur en Bos, 2016). Ondanks de ontradingscampagne nam in 2015 60,3 % van de recreatieve hengelaars gevangen paling toch mee naar huis voor consumptie. Dit aantal is toegenomen in vergelijking met 2008: toen nam 45,4% van de hengelaars paling mee voor consumptie. Een aanzienlijk aantal mensen wordt op die manier ernstig blootgesteld aan vervuiling.

### **3 Welke maatregelen zijn het meest aangewezen om de blootstelling van de burger aan polluenten via consumptie van zelfgevangen vis te beperken?**

Om de volksgezondheid te beschermen, bepalen verschillende **EU-regelgevingen**, bijvoorbeeld de Dioxineverordening<sup>2</sup>, de maximaal toegestane limieten voor contaminanten in voedingsmiddelen (zie Tabel 1). Sommige zijn voorzien van specifieke drempelwaarden voor in het wild gevangen Europese paling. Op veel plaatsen in Europa worden de grensnormen overschreden. Op basis van deze vaststellingen werden bijvoorbeeld in Nederland, België, Duitsland en Frankrijk een toenemend aantal (professionele) palingvisserijen stilgelegd.

Eerdere adviezen van gezondheidsexperts in België (Vlaamse Gezondheidsadministratie, FAVV, Hoge Gezondheidsraad) en Nederland (Nederlandse Voedsel en Warenautoriteit) hadden duidelijke aanbevelingen naar het maximaal vermijden van de consumptie van paling en behoud van het meeneemverbod.

Reguleren of sensibiliseren?

Momenteel loopt een recurrent ontradingsadvies waarbij hengelaars bij de aanschaf van de visvergunning, geadviseerd worden om gevangen paling en roofvis van Vlaamse binnenwateren niet te consumeren. Gelet op de indicaties dat desondanks een groot deel van de gevangen paling meegenomen wordt, meer dan waarschijnlijk voor consumptie (in 2015 ca. 30 ton), is deze maatregel momenteel ontoereikend. Bovendien neemt het proportioneel aandeel hengelaars dat paling meeneemt (voor consumptie) toe.

Uit het voorgaande volgt dat het aangewezen is dat de overheid strengere beleidsmaatregelen neemt om de volksgezondheid te beschermen. Het beperken van de overheidsmaatregelen tot consumptieontrading zijn mogelijk onvoldoende. Daarom lijkt het aangewezen om regulerende maatregelen te nemen, zoals het instellen van een 'meeneemverbod' (of 'terugzetsplicht') voor paling.

Specifieke contaminanten kennen meestal een hoge variatie in ruimtelijke distributie, maar sommige, zoals PCB's, zijn alomtegenwoordig in paling (meer dan 50% van de meetplaatsen boven de consumptienorm). Ook kleurstoffen zijn wijd verspreid. Op die plaatsen waar PCB's onder de consumptienorm liggen, worden dan weer hoge concentraties van andere contaminanten (waaronder landbouwgeassocieerde pesticiden) gemeten. Gezien de ruime verspreiding van de vervuiling is het daarom verantwoord die terugzetsplicht algemeen en gebiedsdekkend voor Vlaanderen in te stellen.

---

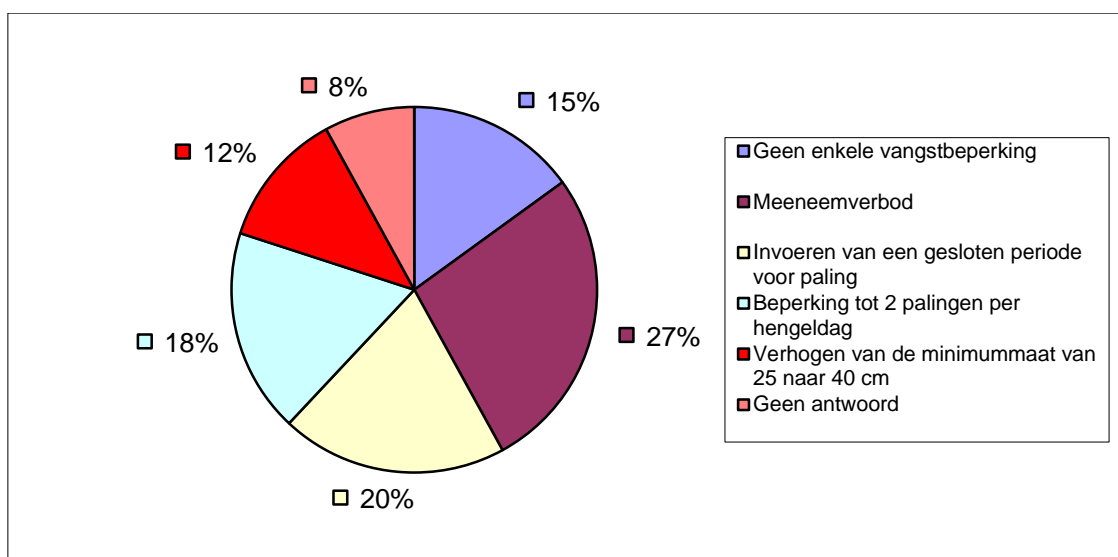
<sup>2</sup> Verordening (EU) nr. 1259/2011 van de Commissie van 2 december 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor dioxinen, dioxineachtige pcb's en niet-dioxineachtige pcb's in levensmiddelen.



Hoewel geen onderzoek bekend is over de effectiviteit van maatregelen als het gaat over palingconsumptie, kunnen wel andere studies aangehaald worden die aantonen dat verbodsbepalingen effectiever zijn dan enkel ontrappingsmaatregelen. Zo zijn in het anti-tabaksbeleid voorbeelden dat verbodsbepalingen effectiever zijn dan sensibilisatie (Cummings, 2002). Econometrische studies (Simonich, 1991; Wasserman *et al.*, 1991; Emont *et al.*, 1993; Evans *et al.*, 1999) hebben aangetoond dat de mate van regulering inzake rookwetgeving in de diverse staten van de V.S. een belangrijke predictor is voor tabaksconsumptie. Zo heeft een restrictie van plaatsen waar mag gerookt worden, duidelijk bijgedragen tot een vermindering van het rookgedrag.

Hetzelfde principe geldt voor het beleid gericht op het reduceren van het alcoholgebruik bij jongeren. Ook hier heeft onderzoek aangetoond dat regulering, eerder dan ontrading, effectiever is om het beoogde resultaat te bereiken. Wagenaar & Perry (1994) ontwikkelden een model van strategieën voor het reduceren van alcoholgebruik bij jongeren. De grondslag van het model berust op het feit dat opvoedkundige sensibilisering meestal slechts in geringe mate effect heeft op het drinkgedrag (Moskowitz, 1989). Het is vooral de wettelijke (bv. minimale leeftijd om alcohol te kopen), economische (bv. prijsverhogingen) en fysieke beschikbaarheid (bv. restrictie van verkooppunten) die direct het drinkgedrag beïnvloeden. Zo toonden Grossman & Saffer (1986) aan dat sterfte door wegongevallen bij jongeren (15-24-jarigen) negatief gerelateerd is aan de hoogte van de prijsverhogingen van alcohol. Hetzelfde onderzoek wees uit dat de sterftcijfers bij jongeren omgekeerd evenredig waren met de minimale legale leeftijd voor de aankoop van bier.

Bij de hengelaars bestaat er een **draagvlak voor het meeneemverbod**. Op basis van een enquête gehouden bij recreatieve vissers in 2008 (Vlietinck, 2010), was toen een meerderheid van de hengelaars (77%) te vinden voor bijkomende restricties voor de palingvisserij. Het kan daarbij gaan om een meeneemverbod of andere maatregelen. 8% had geen mening en 15% was tegen bijkomende vangstrestricties. (figuur 1)



Figuur 1. Resultaten van een enquête (2008) bij 10 000 Vlaamse recreatieve vissers over hun voorkeur voor beheermaatregelen ter ondersteuning van het herstel van de palingstock. 3627 hengelaars namen deel aan de enquête (Vlietinck, 2010).

De overheid is zich bewust dat ze alles in het werk moet stellen om te vermijden dat vervuilde vis uit openbaar water geconsumeerd wordt. Momenteel bestaat bij heel wat hengelaars een (foute) perceptie dat de kwaliteit actueel voldoende is, omdat het meeneemverbod destijds opgeheven werd. Het instellen van een terugzetsplicht, zowel uit toxicologische motieven, als in het kader van de Europese soortbescherming, heeft een signaalfunctie en kan die perceptie bijsturen.

Ook bij het instellen van regulerende maatregelen blijft een duidelijke communicatie belangrijk, vooral deze gericht naar hengelaars. Bij voorkeur worden herhaalde communicatieacties uitgevoerd waarbij diverse communicatiekanalen aangewend worden.

## Conclusie

Nog steeds zijn de gehalten aan polluenten in zoetwatervis, en specifiek in paling, op veel plaatsen in Vlaanderen zorgwekkend hoog. Er zijn aanwijzingen dat de blootstelling aan toxische stoffen impact heeft op de gezondheid van zowel vispopulaties als visgemeenschappen. Er zijn ernstige indicaties dat de polluenten aanwezig in zoetwatervis een risico vormen voor de volksgezondheid. Recent experimenteel veldonderzoek in Nederland toonde aan dat serumniveaus van persistente organische polluenten in hengelaars-consumenten van paling uit verontreinigde gebieden, zeer sterk verhoogd is. Bovendien bemoeilijkt de huidige pollutiedruk in onze aquatische ecosystemen ook het behalen van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn.

Volgens een recente enquête namen recreatieve vissers in 2015, ondanks een ontradingscampagne, ca. 30 ton paling uit de Vlaamse openbare wateren mee, meer dan waarschijnlijk met het oog op consumptie. Al enige tijd toegepaste communicatieve ontradingsmaatregelen alleen blijken daarmee onvoldoende om de volksgezondheid te beschermen. Het lijkt aangewezen om bijkomende regulerende maatregelen te nemen, zoals het instellen van een algemene terugzetsplicht voor paling.

## Referenties

---

- Agentschap Natuur en Bos. 2016. Enquête bij hengelaars op openbaar water. 11 april 2016. ANBVF/2015/4. M.A.S. – Market Analysis & Synthesis, 63p.
- Bahamonde P.A., Munkittrick K.R., Martyniuk C.J. 2013. Intersex in teleost fish: Are we distinguishing endocrine disruption from natural phenomena? *General and Comparative Endocrinology*, 192: 25-35.
- Belpaire C, Geeraerts C, Roosens L, Neels H, Covaci A. 2011. What can we learn from monitoring PCBs in the European eel? A Belgian experience. *Environ Int* 37: 354–64.
- Belpaire, C. (2013). Hormoonverstoring in vis. Impact op het behalen van de doelstellingen van de Habitatrictlijn en de Kaderrichtlijn Water. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.34). 58 blz. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Belpaire, C., Reyns T., Geeraerts C, Van Loco J. 2015. Toxic textile dyes accumulate in wild European eel *Anguilla anguilla*. *Chemosphere*, 138, 784–791.
- Belpaire C., Verschelde P., Maes Y., Stevens M., Van Thuyne G., Breine J., Coeck J. 2015. Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2015 rapportage voor de Palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9679951). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Belpaire, C., Pujolar, J. M., Geeraerts, C. and Maes, G. E. 2016 Contaminants in Eels and their Role in the Collapse of the Eel Stocks. In: T. Arai (ed) *Biology and ecology of anguillid eels*. CRC Press- Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, pp. 225-250.
- Berckmans P., Witters H., Goemans G., Maes J., Belpaire C. 2007. Ondersteunend studiewerk en verdere karakterisatie van de Vlaamse toestand inzake hormoonverstoring: vraagstelling inzake ecologische relevantie. Studie uitgevoerd in opdracht van VMM door Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Mol, VITO rapport nr. 2007/TOX/R071 in samenwerking met Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. INBO rapport nr. R.2007.37 en depot nr. D/2007/3241/040.
- Bilau, M., Sioen, I., Matthys, C., De Vocht, A., Goemans, G., Belpaire, C., Willems, J.L., De Henauw, S., 2007. Probabilistic approach to polychlorinated biphenyl (PCB) exposure through eel consumption in recreational fishermen vs. the general population. *Food Additives and Contaminants* 24, 1386-1393.
- Byer, J. D., Alaei, M., Brown, R. S., Lebeuf, M., Backus, S., Keir, M., Pacepavicius, G., *et al.* 2013. Spatial trends of dioxin-like compounds in Atlantic anguillid eels. *Chemosphere*, 91: 1439-1446.
- Colles, A., G. Koppen, G. Schoeters, 2008. Faseplan: gechloreerde verbindingen in het landelijke aandachtsgebied. Eindrapport. Studie uitgevoerd door het Steunpunt Milieu en Gezondheid in het kader van het Faseplan in opdracht van de Vlaamse Overheid (Contract 061456). 2008/TOX/R/102, VITO, November 2008. 59p.
- Cummings, K.M., 2002. Programs and policies to discourage the use of tobacco products. *Oncogene* 21, 7349-7364
- de Boer, J., Dao, Q. T., van Leeuwen, S. P. J., Kotterman, M. J. J., and 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 Jonge, M., Belpaire, C., Verhaert, V., Dardenne, F., Blust, R., & Bervoets, L., 2014. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België.

Dill R., Fay C., Gallagher M., Kircheis D., Mierzykowski S., Whiting M., Haines T. 2002. Water quality issues as potential limiting factors affecting juvenile Atlantic salmon life stages in Maine rivers. Report to the Maine Atlantic Salmon Technical Advisory Committee by the Ad Hoc Committee on Water Quality. Maine Atlantic Salmon Commission. Bangor. ME. 29 p.

Dyer S.D., White-Hull C.E., Shephard B.K. 2000. Assessments of chemical mixtures via toxicity reference values overpredict hazard to Ohio fish communities. Environ. Sci. Technol. 34:2518-2524.

Emont SL, Choi WS, Novotny TE, et al., 1993. Clean indoor air legislation, taxation, and smoking behaviour in the United States: an ecological analysis. Tobacco Control 2:13–17.

Europese Commissie, 2001. Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update based on new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22nd November 2000; p. 1–29.. CS/CNTM/DIOXIN/20 final.

Europese Commissie, 2004. Commission Decision of 22 December 2003 amending Decision 2002/657/EC as regards the setting of minimum required performance limits (MRPLs) for certain residues in food of animal origin (2004/25/EC). Off J European Union, L 6/38-39.

Evans WN, Farrelly MC, Montgomery E., 1999. Do workplace smoking bans reduce smoking? Am. Econ. Rev., 89: 728-747.

Foekema EM, Kotterman M, de Vries P, Murk AJ, 2016. Maternally transferred dioxin-like compounds can affect the reproductive success of European eel. Environ Toxicol Chem. 35(1): 241-246.

Freese, M., Sühring, R., Pohlmann, J.-D., Wolschke, H., Magath, V., Ebinghaus, R., and Hanel, R. 2016. A question of origin: dioxin-like PCBs and their relevance in stock management of European eels. Ecotoxicology, 25: 41-55.

Geeraerts, C. and Belpaire, C. 2010. The effects of contaminants in European eel: a review. Ecotoxicology, 19, 239-266.

Geeraerts, C., J.-F. Focant, G. Eppe, E. De Pauw, C. Belpaire, 2011. Reproduction of European eel jeopardised by high levels of dioxins and dioxin-like PCBs? Science of the Total Environment 409 (2011) 4039–4047

Guhl, B., and Sturenberg, F.-J. 2014. Contaminant levels in the European eel (*Anguilla anguilla*) in North Rhine-Westphalian rivers. Environmental Sciences Europe, 26: 26.

Hall L.W., Giddings J.M. (2000). The need for multiple lines of evidence for predicting site-specific ecological effects. Human and Ecological Risk Assessment 6(4):679-710.

Heberer, T., Lahrssen-Wiederholt, M., Schafft, H., Abraham, K., Pzyrembeld, H., et al., 2007. Zero tolerances in food and animal feed – are there any scientific alternatives? A European point of view on an international controversy. Toxicol. Lett. 175, 118–135.

Henry, R. P., Gilmour, K. M., Wood, C. M., and Perry, S. F. 1997. Extracellular carbonic anhydrase activity and carbonic anhydrase inhibitors in the circulatory system of fish. Physiological Zoology, 70: 650-659.

Hugla J.L., Thomé J.P. 1999. Effects of Polychlorinated Biphenyls on Liver Ultrastructure, Hepatic Monooxygenases, and Reproductive Success in the Barbel. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 42(3):265–273

ICES, 2015. Report of the Workshop of a Planning Group on the Monitoring of Eel Quality under the subject “Development of standardized and harmonized protocols for the estimation of eel quality” (WKPGMEQ), 20–22 January 2015, Brussels, Belgium. ICES CM 2014/SSGEF:14. 274 pp.

Kime, D. E. 1995. The effects of pollution on reproduction in fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5: 52-95.

King-Heiden, T. C., Mehta, V., Xiong, K. M., Lanham, K. A., Antkiewicz, D. S., Ganser, A., Heide-man, W., *et al.* 2012. Reproductive and developmental toxicity of dioxin in fish. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 354: 121-138.

Jolly S., Bado-Nilles A., Lamand F., Turies C., Chadili E., Porcher J.M., Betoulle S., Sanchez W. 2012. Multi-biomarker approach in wild European bullhead, *Cottus sp.*, exposed to agricultural and urban environmental pressures: Practical recommendations for experimental design. *Chemosphere* 87:675–683.

Jürgens, M. D., Chaemfa, C., Hughes, D., Johnson, A. C., and Jones, K. C. 2015. PCB and organo-chlorine pesticide burden in eels in the lower Thames River (UK). *Chemosphere*, 118: 103-111.

Kammann, U., Brinkmann, M., Freese, M., Pohlmann, J.-D., Stoffels, S., Hollert, H., and Hanel, R. 2014. PAH metabolites, GST and EROD in European eel (*Anguilla anguilla*) as possible indicators for eel habitat quality in German rivers. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 2519-2530.

Maes, J., G. Goemans and C. Belpaire. 2008. Spatial variation and temporal pollution profiles of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and heavy metals in European yellow eel (*Anguilla anguilla* L.) (Flanders, Belgium). *Environ. Pollut.* 153: 223–237.

Malarvannan, G., Belpaire, C., Geeraerts, C., Eulaers, I., Neels, H., Covaci, A., 2014. Assessment of persistent brominated and chlorinated organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) in Flanders, Belgium: Levels, profiles and health risk. *Science of the Total Environment* 482–483 (2014) 222–233

Mhadhbi, L., Fumega, J., Boumaiza, M., and Beiras, R. 2012. Acute toxicity of polybrominated di-phenyl ethers (PBDEs) for turbot (*Psetta maxima*) early life stages (ELS). *Environmental Science and Pollution Research*, 19: 708-717.

Moskowitz, J.M., 1989. The primary prevention of alcohol problems: A critical review of the research literature. *Journal of Studies on Alcohol*, 50: 54-88.

Saffer, H., and Grossman, M., 1987. Beer, taxes, the legal drinking age, and youth motor vehicle fatalities. *Journal of Legal Studies* 16(2):351–374.

Simonich, W.L., 1991. Government anti-smoking policies. *American University Studies*. New York: Peter Lang Publishing, 301p.

Sisman, T., Geyikoglu, F., and Atamanalp, M. 2007. Early life-stage toxicity in zebrafish (*Danio rerio*) following embryonal exposure to selected polychlorinated biphenyls. *Toxicology and Industrial Health*, 23: 529-536.

Soffientino, B., Nacci, D. E., and Specker, J. L. 2010. Effects of the dioxin-like PCB 126 on larval summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 152: 9-17.

- Sühring, R., Byer, J., Freese, M., Pohlmann, J. D., Wolschke, H., Moller, A., Hodson, P. V., et al. 2014. Brominated flame retardants and Dechloranes in European and American eels from glass to silver life stages. *Chemosphere*, 116: 104-111.
- Szlinder-Richert, J., Ruczynska, W., Nermer, T., Usydus, Z., and Robak, S. 2014. The occurrence of organic contaminants in European eel (*Anguilla anguilla*) in Poland: An environmental quality assessment. *Chemosphere*, 114: 282-290.
- Teunen L., Belpaire C., Dardenne F., Blust R. en Bervoets L. 2016. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2016. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België.
- Usenko, C. Y., Robinson, E. M., Usenko, S., Brooks, B. W., and Bruce, E. D. 2011. PBDE develop-mental effects on embryonic zebrafish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30: 1865-1872.
- Van Ael, E., Belpaire, C., Breine, J., Geeraerts, C., Van Thuyne, G., Eulaers, I., Blust, R. & Bervoets, L. 2014. Are persistent organic pollutants and metals in eel muscle predictive for the ecological water quality? *Environmental Pollution* 186: 165–171.
- van den Dungen, M.W., D.E. Kok, A. Polder, R.L.A.P. Hoogenboom, S.P.J. van Leeuwen, W.T. Steengenga, E. Kampman, A.J. Murk, 2016. Accumulation of persistent organic pollutants in consumers of eel from polluted rivers compared to marketable eel. *Environmental Pollution* 219: 80-88
- Vlietinck, K. 2010. Agentschap voor Natuur en Bos – Resultaten van de enquête bij hengelaars op openbaar water in 2008.
- Wagenaar, A.C., Perry, C.L., 1994. Community Strategies for the Reduction of Youth Drinking: Theory and Application. *Journal of Research on Adolescence* 4 (2): 319-345
- Walker, M. K., and Peterson, R. E. 1994. Toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) during early development. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13: 817-820.
- Wariaghli, F., Kammann, U., Hanel, R., and Yahyaoui, A. 2015. PAH Metabolites in Bile of Europe-an Eel (*Anguilla anguilla*) from Morocco. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxi-cology*, 95: 740-744.
- Wasserman J, Manning WE, Newhouse JP, Winkler JD., 1991. The effects of excise taxes and regulations on cigarette smoking. *J. Health Econ.*, 10: 43-64.
- Wilson, P. J., and Tillitt, D. E. 1996. Rainbow trout embryotoxicity of a complex contaminant mixture extracted from Lake Michigan lake trout. *Marine Environmental Research*, 42: 129-134.
- Zabel, E. W., Pollenz, R., and Peterson, R. E. 1996. Relative potencies of individual polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners and congenermixtures based on in-duction of cytochrome P4501A mRNA in a rainbow trout gonadal cell line (RTG-2). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 2310-2318.
- Zabel, E. W., Walker, M. K., Hornung, M. W., Clayton, M. K., and Peterson, R. E. 1995. Interactions of polychlorinated dibenzo-P-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners for producing rainbow trout early life stage mortality. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 134: 204-213.