

CONTAMINATIE VAN EIERN AFKOMSTIG VAN KIPPEN GEHOUDEN BIJ PARTICULIEREN

promotor:

Departement Farmaco-bromatologie, Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid
Département Pharmaco-bromatologie, Institut Scientifique de Santé Publique
L. Goeyens, I. Van Overmeire, V. Hanot, I. Windal

partners:

Departement Kwaliteit en Veiligheid, Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie
Département de Qualité et Sécurité, Centre d'Etude et de Recherches Vétérinaires et Agrochimiques
L. Pussemier, P. Vermeir, N. Waegeneers, L. De Temmerman, K. Tangni

Departement Farmaceutische Wetenschappen, Universiteit Antwerpen
H. Neels, A. Covaci

Centre d'Analyse des Résidus en Traces (CART), Université de Liège
E. De Pauw, G. Eppe
G. Maghuin-Rogister, M.L. Scippo,

Vakgroep Maatschappelijke Gezondheidskunde, Universiteit Gent
S. De Henauw, I. Sioen, M. Bilau, C. Matthys

Vakgroep Landbouweconomie, Universiteit Gent
X. Gellynck, J. Viaene, H. De Steur, S. Vansteenwinkel

2008

Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid/
Institut Scientifique de Santé Publique
Departement Farmaco-bromatologie/
Département Pharmaco-bromatologie
Juliette Wytsmanstraat 14/Rue Juliette Wytsman 14
B-1050 Brussel / B-1050 Bruxelles

Deze publicatie werd opgesteld in opdracht van:

FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu
Dienst Contractueel Onderzoek
Zelfbestuursstraat 4,
1070 BRUSSEL

ISBN-NUMMER : 9789074968003

EAN : 9789074968003

Overname van gegevens van deze publicatie voor persoonlijk gebruik is toegestaan mits duidelijke bronvermelding. Elk ander gebruik valt onder de beperkingen van het auteursrecht en hiervoor is de schriftelijke toestemming van de auteurs vereist.

Voorwoord

Beperkte analyses van het FAVV in 2002-2003 en van het WIV/CODA in 2005 maakten duidelijk dat eieren van kippen gekweekt met vrije uitloop bij particulieren, meer dan eieren in de handel, gecontamineerd zijn met chemische verontreinigingen zoals dioxines, PCB's, DDT en zware metalen. Consumptie van dergelijke eieren kan een belangrijke factor zijn voor de inname van contaminanten door individuele consumenten, en dus besliste de FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, mede op basis van advies 8126 van de Hoge Gezondheidsraad, om hieromtrent een project te financieren.

Het betreffende onderzoek, dat in deze brochure wordt voorgesteld, werd uitgevoerd door een multidisciplinair team, waardoor het mogelijk werd om te komen tot een brede scheikundige analyse en een representatieve risicoanalyse. Naast de "traditionele" contaminanten werd bovendien ook een waaier aan "nieuwe" contaminanten onderzocht.

Het project was gericht op de analyse van de chemische contaminatie van geografisch representatieve stalen van eieren voor geheel België. Mogelijke seizoensvariaties werden bepaald aan de hand van bemonsteringen tijdens de lente en de herfst. Door middel van een enquête bij de particulieren die eieren produceren, werd informatie verzameld over de omstandigheden van hun kippenteelt. Via de analyse van bodem- en voederstalen werd nagegaan in welke mate er overdracht bestaat naar de eieren. De grondinname van de kippen werd onderzocht, en de uitwerpselen van de dieren geanalyseerd om de mate van grondinname de door de kippen te kunnen inschatten. Het risico voor de volksgezondheid werd bestudeerd, en op basis van de bekomen gegevens stelt men maatregelen voor die moeten toelaten om de contaminatie van de eieren te reduceren. Deze voorstellen werden bovendien tijdens de studie beoordeeld op hun haalbaarheid.

De resultaten en aanbevelingen die voortgevloeid zijn uit deze studie zullen ongetwijfeld een nuttige bijdrage kunnen leveren in deze problematiek.

Dr. D. VANDEKERCHOVE, MSc, PhD
WETENSCHAPPELIJK ADVISEUR
FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu
Afdeling Contractueel Onderzoek

Inhoud

Voorwoord	3
Inhoud	5
Uitgebreide samenvatting	6
1. INLEIDING EN DOELSTELLINGEN	10
2. AANPAK EN STAALNAME	12
2.1 Projectbeschrijving	12
2.2 Staalnamestrategie	12
2.3 Staalname	14
2.4 Monstervoorbereiding	14
2.5 Vragenlijst	14
2.6 Overzicht van de uitgevoerde analyses	16
2.7 Keuze van stalen voor analyse van bijkomende contaminanten	17
3. RESULTATEN VOOR VOOR VOLLEDIGE DATASET (59 gezinnen)	18
3.1 Dioxines (CALUX waarden)	18
3.2 Spooelementen	19
3.3 Indicator PCBs	22
3.4 Pesticiden	22
4. SAPIOTEMPORELE VERSPREIDING EN CORRELATIES	24
5. RESULTATEN VAN GEDETAILLEERDE SUBSAMPLES (10 gezinnen)	25
5.1 Dioxines (PCDD/Fs en dl-PCBs) via HRGC-HRMS	25
5.2 Polyaromatische koolwaterstoffen (PAKs)	27
5.3 Gebromeerde vlamvertragers	31
5.4 Gefluoreerde chemicaliën en PCB metabolieten in eieren	35
5.4.1 Gefluoreerde chemicaliën (PFOS en PFOA)	35
5.4.2 PCB metabolieten	35
5.5 Mycotoxinen	36
6. MODELISATIE EN STUDIE VAN MECHANISMEN VOOR OPNAME	37
7. RISICOEVALUATIE VOOR DE CONSUMENT	41
7.1 Aan de hand van de volledige dataset	41
7.2 Aan de hand van de gedetailleerde dataset (10 gezinnen)	46
8. MAATREGELEN EN HAALBAARHEID	48
Referenties	55

Uitgebreide samenvatting

State of the art

Reeds in 2002 werden er eieren van hobby-kippen met vrije uitloop uit de Antwerpse agglomeratie geanalyseerd, omdat men vermoedde en vreesde dat historische dioxineverontreinigingen aanleiding konden geven tot ernstige, zelfs gevaarlijke, contaminaties. De analyseresultaten (FAVV 2002, Pussemier et al. 2004) brachten aanzienlijke overschrijdingen aan het licht; de congeneerprofielen wezen in de richting van milieucontaminatie (aanwezigheid van hoger gechloroerde congenen), maar lieten niet toe het mechanisme van de verontreiniging te ontrafelen. Meteen ontstond er bezorgdheid omtrent de veiligheid van dergelijke eieren.

In 2004 werd een meer gedetailleerde studie uitgevoerd door de chemische departementen van het Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie (CODA) en het Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid (WIV). Er werd aandacht besteed aan lipofiele organische contaminanten (zoals dioxines en pesticiden) en aan anorganische contaminanten (zoals zware metalen). Bovendien werd er bij de bemonstering naar gestreefd eieren te verzamelen van het ganse Belgische grondgebied en niet enkel van “risico-gebieden”. De invloed van het milieu op de gehalten van de contaminanten was duidelijk merkbaar; een vergelijking met vrije uitloop eieren van commerciële bedrijven toonde aan dat eieren van kippen gehouden door particulieren hogere gehalten vertoonden en dit over vrijwel de hele lijn (Van Overmeire et al. 2006). Een ruwe risico-analyse leerde dat een grote consumptie van dergelijke eieren overeenkwam met een significante fractie, uitzonderlijk zelfs met een overschrijding, van de *tolerable weekly intake* (TWI) voor dioxines (EU 2001). Verhoogde zware metaalconcentraties werden ook waargenomen, maar het risico daarvan was veel minder uitgesproken.

Bovenop de vastgestelde verhogingen van de contaminatie in eieren van hobby-kippen met vrije uitloop uit ons land waren er ook heel wat meldingen van “problemen” in het buitenland. De verhoogde verontreinigingen waren hoofdzakelijk te wijten aan omgevingsfactoren en ook aan verontreinigd voer (Schuler et al. 1997; Hayward et al. 1999; Harnly et al. 2000; Pless-Mulloli et al. 2001; Schmid et al. 2002; Diletti et al. 2005, Pirard et al. 2005, Kijlstra et al. 2007). Een uitvoerige studie van de contaminatie in eieren van kippen, die door particulieren worden gehouden, lag dus voor de hand, ook omdat de veiligheid ervan niet wordt gecontroleerd door de overheid.

Objectieven van de studie

De studie spitst zich toe op vier prioritaire doelstellingen:

- een ruime documentatie van de verontreiniging, met aandacht voor spatiotemporele variaties en met aandacht voor een grote groep van chemische verbindingen;
- een eerste onderzoek naar de mogelijke bronnen van verontreiniging, met aandacht voor de invloed van de bodem en van het keukenafval dat aan kippen wordt gevoerd;
- een inschatting van het gevaar dat de consumptie van verontreinigde eieren meebrengt voor de humane gezondheid; en
- de suggestie van mogelijke maatregelen evenals de studie van de haalbaarheid ervan.

In deze studie wordt er aandacht besteed aan persistente organische pollutanten (POPs), zoals gechloroerde en gebromeerde dioxines en polychlorobifenylyls (PCBs), pesticiden, polyaromatische koolwaterstoffen en fluorverbindingen, aan toxines en aan anorganische contaminanten zoals zware metalen, arseen en dergelijke.

Een overzicht van de verontreinigingen

Op de eerste plaats moet worden vastgesteld dat een deel van de geanalyseerde eieren overschrijdingen van de geldende normen vertoont. Dit is het geval voor dioxines en dioxine-achtige PCBs, voor merker-PCBs, voor het pesticide DDT en ook voor de metalen lood en kwik.

De dioxinegehalten varieerden van 1.5 tot 95.4 pg TEQ per g vet, met gemiddelde waarden van 19.7 en 21.0 in de herfst en de lente. In vergelijking met de vigerende norm van 6 pg TEQ per g vet voor dioxines en dioxine-achtige PCBs betekent dit een niet te verwaarlozen overschrijding in de meeste gevallen.

De DDT-gehalten waren veel te hoog voor enkele van de monsters; hier moet evenwel aan toegevoegd worden dat de overschrijdingen in slechts ~10 % van de gevallen voorkwamen. De hoogste concentratie (1 enkel monster) bedroeg meer dan 4 keer de norm van 500 ng per g vet voor de som van DDT en zijn afgeleide verbindingen. Voor dit specifieke monster zijn er aanwijzingen dat de bron van de contaminatie zich in het kippenhok zelf bevindt; naar alle waarschijnlijkheid werd er in het verleden gebruik gemaakt van DDT voor de bestrijding van luizen.

Voor de 7 indicator PCBs werden respectievelijk 1 overschrijding tijdens de herfstcampagne en 2 overschrijdingen tijdens de lentecampagne vastgesteld; de norm is 200 ng per g vet.

Gebromeerde en gefluoreerde verbindingen, evenals polyaromatische koolwaterstoffen en andere courante pesticiden (met uitzondering van DDT) werden niet of nauwelijks aangetroffen.

Wat de toxines betreft, werd de nadruk gelegd op de detectie van mycotoxines, die mogelijk aanwezig zijn in de keukenresten die aan de kippen worden gevoerd, met name de Fusarium toxines, deoxynivalenol of DON, zearalenon of ZEA en hun metabolieten. Enkel de concentraties aan DON en aan ZEA waren hoger dan de respectievelijke kwantificeringslimieten, maar alles bij elkaar nog zeer laag.

De metaalconcentraties van de eieren werden vergeleken met de vroeger geldende normen. Enkel voor lood werden er meerdere overschrijdingen vastgesteld; voor kwik was er 1 overschrijding.

De resultaten van deze studie bevestigen in grote lijnen wat eerder werd geobserveerd. Men kan geenszins uitsluiten dat sommige contaminanten in vrij hoge concentraties voorkomen. Verder is in het eindverslag aangegeven hoe de geografische distributie er uitziet en tevens welke verbanden eventueel kunnen gelegd worden met de eventuele contaminatiebronnen, zoals bodem en voer. De toepassing van het transfermodel (Kijlstra et al. 2007) voor lood evenals voor dioxines toont duidelijk aan dat geofagie, namelijk het oppikken van bodempartikeltjes door de kippen, de grootste oorzaak van verontreiniging is.

Risico-analyse

Meerdere scenario's werden uitgewerkt om het risico te evalueren.

De gemiddelde consumptie van eieren bij al de gezinnen was 2.84 (\pm 1.34) eieren per week (of 20.28 g ei/dag) met een minimum van 0.5 (3.57 g ei/dag) en een maximum van 7 eieren per week (50 g ei/dag). In vergelijking met de inname van de algemene Belgische bevolking (De Vriese et al. 2006) is de gemiddelde eiconsumptie bij de deelnemers van het CONTEGG-project twee keer hoger. Beschouwt men enkel de eiconsumptie als bron van de

contaminanten en worden alle andere levensmiddelen buiten beschouwing gelaten, dan is de gemiddelde inname eerder laag ten opzichte van de referentiewaarde.

In de dagelijkse voeding zijn er vanzelfsprekend nog andere levensmiddelen aanwezig die contaminanten bevatten en die bij de innameschatting ook in rekening moeten worden gebracht. Voor dioxineachtige componenten zijn dit vooral vis en zeevruchten, vetstoffen en zuivelproducten (Bilau et al., 2008). Voor DDT, een insecticide verboden sinds de jaren '70, blijven vlees, vis, kip en graanproducten de belangrijkste bronnen van residu's als gevolg van milieucontaminatie en gebruik in sommige ontwikkelingslanden.

Voor DDT en zijn afbraakproducten zijn vlees, vis, kip en graanproducten de belangrijkste bronnen.

Een innameschatting via het volledige dieet, die enerzijds gebaseerd is op de consumptiegegevens van de biomonitoringstudie van het Vlaams Steunpunt Milieu en Gezondheid en anderzijds op concentratiegegevens, die werden verstrekt door het FAVV, toonde aan dat eieren bijdroegen tot de totale inname van dioxineachtige componenten voor 5 %, 5 % en 3 % bij de adolescenten, moeders en volwassenen, respectievelijk (Bilau et al. 2008). Een gelijkaardige inname-schatting, die is gebaseerd op de consumptie van eieren, met contaminaties zoals in het CONTEGG-project waargenomen, en op de inname van dioxineachtige stoffen via de rest van het dieet, berekend zoals in de biomonitoringsstudie, leidde tot een inname van dioxines door eiconsumptie die varieert van 0.60 tot 12.34 pg TEQ per kg bw en per week, met een gemiddelde waarde van 3.50, wat overeenstemt met een variatie van 4 tot 88 % en een gemiddelde van 25 % van de TWI-waarde.

Vermits deze studie ook informatie verstrekt over de gehalten aan contaminanten (10 eimonsters geanalyseerd in het laboratorium van de ULg) en de consumpties van eieren (enquêteformulieren) voor 10 individuele gezinnen, werd er ook een innameschatting berekend voor elk van deze gezinnen. Bij deze inschatting werd er rekening gehouden met een gemiddeld lichaamsgewicht van 79.1 kg voor mannen en 66.7 kg voor vrouwen, met een gemiddeld gewicht van 51 g per ei en met een vetgehalte van 0.11 g per ei. De waarden, die voortkomen uit deze specifieke aanpak, zijn verontrustend voor de "probleemcontaminanten". Voor de 10 vermelde gezinnen bedragen de hoogste innames, enkel via consumptie van eigen eieren, 79 % van de (TWI) van dioxines en dioxine-achtige PCBs, 3.52 % van de *provisional tolerable weekly intake* (PTWI) van DDT en metaboliëten en, tenslotte, 2.31 % van de PTWI van lood. Voor de andere contaminanten zijn de maximale innames lager of gelijk aan 1 % van de richtwaarde. Ofschoon deze gegevens gebaseerd zijn op een zeer beperkt aantal gegevens en daarom allicht moeten beschouwd worden als een *worst case* situatie, verdienen ze zeker onze aandacht.

Als algemene conclusie geldt het volgende. Ondanks het feit dat de consumptie van eigen eieren evenals de concentraties aan sporenelementen in deze eieren hoger liggen dan het geval is voor de algemene bevolking zal de inname van de beschouwde sporenelementen via de consumptie van eigen eieren niet leiden tot verhoogde gezondheidsrisico's. In tegenstelling hiermee, weet men zeer goed dat de inname van dioxineachtige contaminanten voor bijna de helft van de Belgische populatie reeds boven de richtwaarde (TWI = 14 pg TEQ per kg lichaamsgewicht) ligt en de consumptie van eigen eieren zal die zeker nog verhogen.

Een kort overzicht van de suggesties

De objectieven van deze studie omvatten ook het aanvoeren van mogelijke verbeteringen om contaminaties te verlagen of te verhinderen en een evaluatie van de haalbaarheid daarvan. Alle maatregelen hebben tot doel de opname van grond (geofagie) tijdens het scharrelen te

verminderen: (1) de beperking van de scharreltijd, (2) het aanbod van een voldoende grote ruimte, (3) de bevordering van de grasgroei, (4) het aanbrengen van verharde oppervlakken, (5) het overdekken van de voederplaats, (6) het overdekken van de buitenruimte en (7) het aanleggen van een zandbak.

Uit de haalbaarheidsstudie blijkt dat maatregel 2 voor de meesten geen probleem vormt. Er kunnen minder kippen gehouden worden wanneer een uitbreiding niet mogelijk of wenselijk is of de oppervlakte van de ren kan uitgebreid worden. Het aanbrengen van verharde oppervlakten is bij velen reeds gebeurd en het vormt meestal geen probleem om daar werk van te maken wanneer het nog niet is gebeurd. Ook het voorstel om de kippen in het hok te voeren wordt vrij goed aanvaard.

Het beperken van de scharreltijd en het aanleggen van een zandbak worden als moeilijk (zo niet ondoenbaar) ervaren omwille van praktische overwegingen en omwille van de financiële implicaties ervan. De bereidheid om grote uitgaven te doen is vrij gering.

1. INLEIDING EN DOELSTELLINGEN

Het thuisverbruik van eieren in België is het afgelopen jaar gedaald van 94,4 stuks per capita per jaar (2006) naar 92,7 stuks per capita per jaar (okt '06 - sept '07). Zo blijkt uit de meest recente cijfers van GfK PanelServices Benelux dat, voor VLAM, de voedingsaankopen van 3.000 Belgische gezinnen volgt. Dit geeft een consumptie van ongeveer 1,78 eieren per capita per week (okt '06 – sept '07). Opmerkelijk is dat alternatieve eieren nu de meest gekochte zijn: bio-, scharrel en vrije uitloop eieren nemen samen zo'n 60% van het aandeel eieren voor thuisverbruik voor hun rekening. Kooi-eieren daalden onder de helft van het totaal aantal eieren voor thuisverbruik (40%). De gezondheid en het welzijn van de leghennen is dus een belangrijk item voor de consument. De aankopen van eieren gebeurden voor 88,4% in de supermarkten en voor 4,0% in de speciaalzaak. Hoeveverkoop en overige kanalen namen samen 7,6% voor hun rekening, of ongeveer 7 stuks per capita per jaar. Dit zijn de eieren die door kippen bij particulieren thuis worden geproduceerd en, indien men met een te grote hoeveelheid kampt voor eigen productie, via hoeveverkoop of andere kanalen bij de consumenten terecht komen. Er zijn echter geen uitgebreide statistieken beschikbaar, die kunnen aantonen hoeveel mensen in België over kippen beschikken en hoeveel van die eieren geconsumeerd worden door de particuliere kippenhouders zelf.

Iedere particulier heeft zo zijn eigen reden om wel of niet voor kippen te kiezen. Kippen zijn levendige en vriendelijke dieren, ze scharrelen zich de dag door en brengen leven in de tuin en ze zijn zowel in aankoop als in verzorging goedkoop. Wat het menu betreft, stellen de kippen geen hoge eisen. Het zijn echte alleseters, waardoor ze gekend zijn en aanbevolen worden als goede afvalverwerkers. Ook bestaat er de algemene perceptie dat eieren, die afkomstig zijn van kippen met vrije uitloop, betere nutritionele kwaliteiten bezitten (OVAM, 2004; Van Overmeire et al., 2006). Nochtans werden reeds in 2002 verhoogde dioxinewaarden vastgesteld in kippeneieren van privékwakers uit de buurt van Antwerpen. Het wetenschappelijk Comité van het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV) formuleerde in die tijd een advies waarbij aanbevolen werd om niet te overdrijven met de consumptie van thuisgeproduceerde eieren en dat bijkomend onderzoek nodig was om de oorzaken van de contaminatie te onderzoeken (FAVV, 2002; Pussemier et al., 2004).

In een volgende studie, uitgevoerd in 2004, werden de gehalten aan dioxines, merker polychloorbifenylen (PCBs), pesticiden en metalen in eieren van kippen, gehouden door particulieren uit verschillende gebieden in België, vergeleken met de gehalten in vrije uitloop eieren van commerciële bedrijven. Er werd bevestigd dat de mediaan waarden van de gehalten aan dioxines, merker PCBs, \sum DDTs (som DDT/DDE/DDD) en sommige zware metalen significant hoger waren in thuisgeproduceerde eieren (Van Overmeire et al., 2006).

Er werden toen echter maar een beperkt aantal stalen onderzocht en er werd geen gedetailleerd onderzoek naar de oorzaak van de contaminatie uitgevoerd. Bovendien gebeurde er maar een ruwe risico-inschatting, gebaseerd op veronderstellingen van consumptiehoeveelheden. De CONTEGG studie werd uitgevoerd in België tijdens 2006-2007.

Objectieven van de CONTEGG studie

Het project spitste zich toe op 4 hoofdaspecten:

- 1) De bepaling van de *contaminatie* van zelfgeproduceerde eieren in België. De bedoeling was om de lijst van chemische verbindingen, onderzocht in de studie van

2004, uit te breiden met potentieel schadelijke verbindingen waarvoor slechts beperkte gegevens over gehalten in eieren bestaan. Naast dioxines, merker PCBs, pesticiden en spoorelementen ging onze aandacht naar mycotoxines, congener specifieke gegevens van dioxines en dioxineachtige PCBs (dl-PCBs), 16 "EU" polyaromatische koolwaterstoffen (PAHs), gebromeerde vlamvertragers (BFRs) zoals polygebromeerde difenylethers (PBDEs), hexabromocyclododecaan (HBCD) en tetrabromobisfenol-A (TBBP-A), PCB metabolieten en geperfluoreerde verbindingen (PFOA en PFOS). Twee staalnamecampagnes (één tijdens de herfst van 2006 en één tijdens de lente van 2007) werden gepland op dezelfde locaties om seizoensgebonden variaties in gehalten te kunnen onderzoeken;

- 2) het onderzoek naar de *contaminatiebronnen* via de analyses van grondstalen en van keukenafval dat aan de kippen wordt gegeven;
- 3) een *schatting van de risico's* verbonden aan de consumptie van eieren van particulieren in vergelijking met de consumptie van commercieel geproduceerde eieren;
- 4) de suggestie van mogelijke *maatregelen* om de contaminantgehalten te verminderen en de studie van hun haalbaarheid.

2. AANPAK EN STAALNAME

2.1 Projectbeschrijving

Het analytisch werk omvatte 2 groepen van analyses. In een eerste deel van de studie werden in eieren van alle locaties dioxines bepaald met de **C**hemical-**A**ctivated **L**Uciferase gene **eX**pression (CALUX) bioassay. Ook de merker PCBs, organochloor pesticiden en spoorelementen werden in alle eieren bepaald. Vervolgens werd een kleinere groep van 10 locaties gedetailleerder onderzocht. Dit gebeurde door niet enkel eieren maar ook grond, faeces en keukenafval te analyseren.

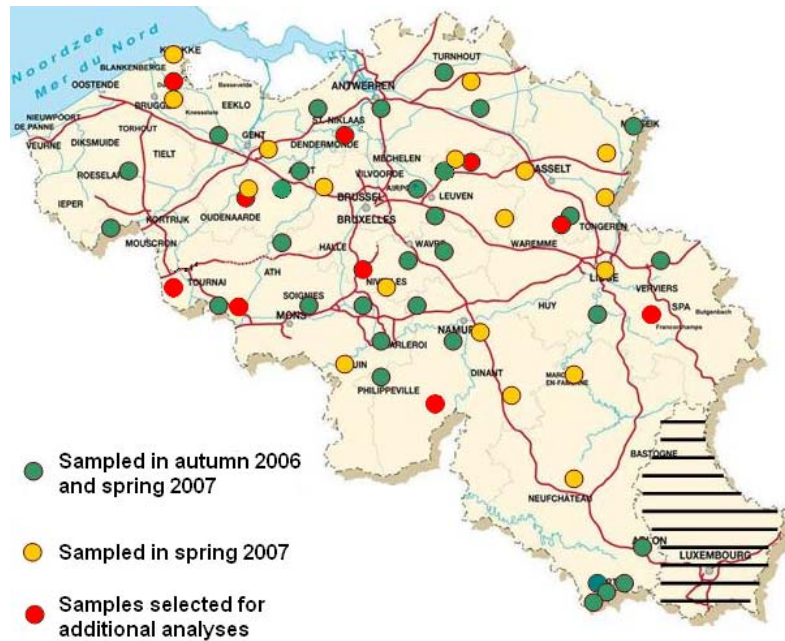
In deze bijkomende stalen werd een groep bijkomende contaminanten zoals de polygechloreerde dibenzo-*p*-dioxines en polygechloreerde dibenzofuranen (PCDD/F) congenere geanalyseerd met HRGC-HRMS ipv met de CALUX methode. Ook dioxineachtige PCBs en sommige relevante BFRs, mycotoxines en PAHs werden hierop bepaald. Op basis van deze gegevens gebeurde een risico-inschatting en een evaluatie van de contaminatiebronnen. Tenslotte werd een voorstel van mogelijke maatregelen om de contaminatie te verminderen ontwikkeld en getest op de haalbaarheid ervan.

2.2 Staalnamestrategie

Eieren van kippen van particulieren werden verzameld in alle Belgische provincies tijdens oktober-november 2006 (herfst 2006) en tijdens april-juni 2007 (lente 2007) (Tabel 2.1 en Figuur 2.1). Aan de studie namen in totaal 59 particulieren deel, waarvan 40 zowel tijdens de herfst als tijdens de lente bezocht werden en 19 enkel in de lente. Tijdens het bezoek werden stalen genomen van eieren, grond, mest (faeces) en keukenafval en werd een vragenlijst doorgenomen.

Tabel 2.1: Aantal staalnames /provincie in 2 seizoenen

Naam Belgische provincies	Herfst (n= 40)	Lente(n= 59)
Vlaanderen		
Vlaams-Brabant (VB)	5	8
Oost-Vlaanderen (OV)	5	7
West-Vlaanderen (WV)	3	5
Limburg (LB)	3	6
Antwerpen (A)	4	5
Wallonië		
Brabant-Wallon (WB)	3	4
Hainaut (H)	5	7
Namur (N)	4	5
Liège (L)	3	4
Luxembourg (LX)	5	8



Figuur 2.1: Geografisch overzicht van de stalnameplaatsen in België

Particulieren werden gevonden op vrijwillige basis uit een grote reeks kandidaten

Uit alle vrijwilligers werd een selectie gemaakt op basis van volgende criteria:

- de kippen worden gehouden door particulieren zonder commerciële belangen
- de kippen hebben een vrije uitloop
- de kippen krijgen keukenafval als voedingssupplement
- de locaties hebben een maximum aan variatie:
 - variatie in woonomgeving (stedelijk gebied, woongebied met landelijk karakter, ...)
 - variatie in landgebruik (landbouw, industrie, ...)
 - variatie in bodemtype of landbouwstreek (Kempen, Condroz, Ardennen, ...)
 - spreiding over alle provincies

2.3 Staalname

Het **eimonster** bestond uit 10 tot 15 eieren (afhankelijk van het aantal leghennen). Een **grondmonster** werd op verschillende plaatsen in de scharrelruimte genomen met behulp van een graszodenmonsterboor (Eijkelkamp). Het grondmonster was een mengmonster van ongeveer 15 substalen uit de bovenste 10 cm, verspreid genomen over de hele uitloop. Een **mestmonster** werd meestal in het kippenhok zelf genomen onder de slaappleatsen of in de legnesten (dit om onzuiverheden in het monster zoveel mogelijk te vermijden). Indien er niet voldoende mest in het kippenhok aanwezig was, werd er ook mest in de scharrelruimte zelf verzameld om een representatief staal te verkrijgen. Tot slot werd er, indien mogelijk (en aanwezig), een staal van het **keukenafval** genomen. Indien de kippen zelfgeteelde granen gevoerd kregen of granen afkomstig van een lokale boer (niet-commercieel) werd ook hiervan een monster genomen.

2.4 Monstervoorbereiding

Eieren - De eieren werden gebroken in een glazen beker (2 L) en gehomogeniseerd (dooier + eiwit) met behulp van een roerstaaf. Het homogenaat werd afgewogen, overgebracht in plastic staalpotjes van 150 ml en daarna onmiddellijk ingevroren (-18°C). Tussen twee stalen werd het homogenisatiemateriaal steeds grondig afgewassen en nagespoeld met aceton en hexaan. De staalpotjes werden vooraf tevens gespoeld met hexaan. Dit alles om contaminatie zoveel mogelijk te vermijden.

Grond - De grondmonsters werden gedroogd aan de lucht. Na het drogen werden ze verpulverd, gehomogeniseerd en gezeefd (2mm).

Mest - De meststalen werden in aluminium bakjes gedroogd in een droogstoof bij een temperatuur van 38°C. Na drogen werd de mest ontdaan van de laatste onzuiverheden en fijngemalen met behulp van een Culatti hamermolen.

Om het asgehalte in de mest te bepalen werd van ieder mestmonster ongeveer 1 g afgewogen in een platina kroesje. De kroesjes werden in een oven geplaatst en verwarmd tot 450°C (5u opwarming tot 450°C – 8u aan 450°C – 5u afkoeling). Tenslotte werden ze opnieuw gewogen en kon het asgehalte in de mest bepaald worden.

Keukenafval - Het vers materiaal werd gehomogeniseerd en enigszins verkleind met behulp van een keukenrobot. In een uitkristalliseerschaal werden de monsters vervolgens afgewogen en gedroogd in de droogstoof bij een temperatuur van 38°C. Na drogen werd het keukenafval opnieuw afgewogen (om het gehalte aan droge stof te bepalen) en fijngemalen met behulp van een Culatti hamermolen. Niet-commerciële voederstalen (bv. granen en maïs) werden fijngemalen met de hamermolen.

De stalen werden verdeeld over de verschillende onderzoeksgroepen voor verdere analyse.

2.5 Vragenlijst

De vragenlijst had naast het verzamelen van een aantal gegevens over de kippen, tot doel een beter inzicht te verkrijgen in het eiverbruik, de voeding van de kippen en mogelijke bronnen van verontreinigingen.

Er werden gegevens verzameld over het kippenras, de leeftijd en herkomst van de kippen, de legperiode en het legritme, het aantal kippen, en de grootte van de scharrelruimte. Er werden vragen gesteld over de aard en samenstelling van de voeding en het drinkwater van de kippen. Voorts werden mogelijke bronnen van verontreiniging gezocht in de nabije omgeving (vb. allesbrander, strooien van assen, pesticidengebruik, ...) en in de verdere omgeving (vb.

aanwezigheid van een industriegebied). Tot slot werd nagegaan hoeveel eieren er door het eigen gezin of andere gezinnen werden verbruikt, of de eieren door kinderen werden gegeten, en in welke bereidingen ze werden verwerkt. Deze laatste gegevens werden gebruikt in de risicoanalyse.

Legkippen - Het aantal legkippen per deelnemer varieerde van 2 tot 80, de helft van de deelnemers had zes of minder legkippen (Tabel 2.2). Voor verschillende deelnemers was het ras van hun kippen niet gekend. De meest voorkomende gekende kippenrassen waren de Mechelse koekoek, het Braekelhoen en de Rhode Island Red. Andere kippenrassen waren Brabantse hoen, Zijdehoen, Sussex, Araucana, Marans, Wyandotte, Bielefelder, Brahma en Leghorn. De gemiddelde leeftijd van de kippen op het hof varieerde van 0.5 tot 8 jaar (mediaan 2 jaar).

Scharrelruimte - De grootte van de scharrelruimte (uitloop) varieerde van 2 m² per kip tot 830 m² per kip. In de helft van de gevallen was de scharrelruimte per kip 17 m² of kleiner. Gemiddeld was 45% van de scharrelruimte begroeid, in 19 van de 59 scharrelruimtes was er echter geen begroeiing, 12 scharrelruimtes waren volledig begroeid.

Voeding - Op enkele uitzonderingen na gebruikten alle deelnemers commerciële voeding, meestal een graanmengeling, als voornaamste bron van kippenvoeder (gemiddeld 112 g/kip/dag). Etenresten (gekookt voedsel) en brood kwamen respectievelijk op de tweede en derde plaats. Bij 55 deelnemers kregen de kippen extra grasmaaisel en onkruiden in de ren. Zes particulieren gaven zelfgeteelde gewassen (o.a. tarwe, maïs, luzerne) aan hun kippen. Op 34 plaatsen kregen de kippen leidingwater als drinkwater, op 32 plaatsen regenwater, en op 12 plaatsen putwater.

Tabel 2.2 Verdeling particuliere kippenhouders volgens aantal legkippen

Aantal legkippen	Aantal kippenhouders
< 3	17
4-6	13
7-10	11
11-15	7
16-30	8
31-50	2
> 50	1

Bronnen van verontreiniging - Twintig particulieren of hun burens maakten gebruik van een allesbrander. In de meeste gevallen werd enkel snoeihout of ander tuinafval verbrand, hoewel er ook sprake was van het verbranden van plastic en papier. De frequentie van het gebruik van de allesbrander varieerde van wekelijks tot meermaals per jaar. Bij 13 particulieren werden er assen in de ren gestrooid, meestal in de winter. Het merendeel van de kippenhokken werd door de eigenaars als oud omschreven, en 26 deelnemers hebben minstens eenmaal één of andere vorm van kippenvlooiënbestrijding toegepast. Als mogelijke andere bronnen van verontreinigingen werden regelmatig activiteiten van de burens vermeld (begraven van afval in de tuin, verbranden van plastic en hout, ...) en de landbouw (kippenren was vroeger landbouwgrond of op de aanpalende percelen wordt aan land- of tuinbouw gedaan). Pesticiden zijn gebruikt door 29 deelnemers of door hun burens. Achtentwintig particulieren maakten melding van een industriegebied op minder dan 15 km van de woning. Talrijke industrievormen kwamen daarbij aan bod, o.a. KMO's, betoncentrales, farmaceutische industrie, een kerncentrale, metaalverwerkende industrie, een verbrandingsoven, ... Bij 40 deelnemers was er een grote verkeersader (snelweg, rijksweg, spoorweg) in de nabije

omgeving, en bij 10 deelnemers lag er een (vroeger) vuilnisstort op minder dan 15 km van de woning.

2.6 Overzicht van de uitgevoerde analyses

De stalen en verbindingen die werden bepaald in de 2 seizoenen zijn samengevat in Tabel 2.3. Voor de chemische analyses nam een consortium van laboratoria deel aan deze studie. De dioxineanalyses met behulp van de chemically activated luciferase gene expression (CALUX) screening methode, de bepalingen van indicator PCBs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), pesticides (α -hexachlorohexaan (HCH), β -HCH, γ -HCH, hexachlorobenzeen (HCB), heptachlor, heptachlorepoxyde, aldrin, dieldrin, endosulfan, α -chlordan, γ -chlordan, oxychlordan, transnonachlor, endrin, methoxychlor, nitrofen, o,p'-dichlorodifenyldichloroethaan (DDT), p,p'-DDT, o,p'-dichlorodifenyldichloroethyleen (DDE), p,p'-DDE, o,p'-dichlorodifenyldichloroethaan (DDD), p,p'-DDD.....) en de PAH (16 EU PAH) bepaling in grond, faeces en keukenafval werden uitgevoerd in het Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid. De Université de Liège (ULg) bepaalde de PAHs in eieren. Sporelementen (As, Cd, Pb, Cu, Zn, Hg) en mycotoxines (DON, DOM-1, ZEA, α -ZOL, β -ZOL, OTA, CIT) werden bepaald door het Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie. Het Centre d'Analyse des R siduals et Traces (CART) van de Université de Liège (ULg) deed de congener-specifieke dioxine (17 PCDDF congenen) en dioxineachtige PCB (12 congenen) analyses en de Universiteit Antwerpen verzamelde de gegevens over BFRs (PBDE congenen 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183, 196, 197, 203, 209, HBCD en TBBP-A) en PCB metabolieten (MeSO₂-PCBs en HO-PCBs.).

Tabel 2.3 Overzicht van de stalen en de uitgevoerde analyses

Staal code	Eieren	Gronden	Faeces	Keukenafval	
	Herfst en lente	Herfst en lente	Herfst en lente	Herfst	Lente
VB4	A+B+C+D	A+B+D	A+B+D	A+B+C+D	no sample
OV3	A+B+C+D	A+B+D	A+B+D	no sample	no sample
WV1	A+B+C+D	A+B+D	A+B+D	no sample	A+B+C+D
LB1	A+B+C+D	A+B+D	A+B+D	A+B+C+D	A+B+C+D
A2	A+B+C +D	A+B+D	A+B+D	A+B+C+D	A+B+C+D
WB1	A+B+C +D	A+B+D	A+B+D	no sample	A+B+C+D
H1	A+B+C +D	A+B+D	A+B+D	no sample	no sample
H5	A+B+C +D	A+B+D	A+B+D	A+B+C+D	A+B+C+D
N2	A+B+C +D	A+B+D	A+B+D	no sample	no sample
L3	A+B+C +D	A+B+D	A+B+D	A+B+C+D	no sample
Alle stalen herfst (n = 40)	A+D	+D	+D	+D	+D
Alle stalen lente (n = 58)	A+D	+D	+D	+D	+D

De gemeten analyten zijn aangeduid met **A** voor dioxines (via screening methode), indicator PCBs, pesticides; door **B** voor gebromeerde vlamvertragers (BFRs), polyaromatische koolwaterstoffen (PAHs), PCDD/Fs, dl-PCBs, PFOS en PCB metabolieten; door **C** voor mycotoxines en door **D** voor sporelementen.

2.7 Keuze van stalen voor analyse van bijkomende contaminanten

De selectie van de 10 locaties werd gemaakt op basis van de resultaten voor de analyses van spoorelementen, dioxines, PCBs en pesticiden van de eistalen uit het najaar.

Tabel 2.4: Geselecteerde locaties voor analyse van polyaromatische koolwaterstoffen, mycotoxines, gebromeerde vlamvertragers en dioxines, en fluorverbindingen in eieren, bodems, mest en keukenafval, en voor de analyse van dioxines, PCB's en pesticiden in bodems, mest en keukenafval.

Code staal en locatie	Reden van selectie
VB4 (4) - Aarschot	hoge gehalten aan dioxine, PCBs, DDT, Pb, Hg en Mn
OV3 (8) - Brakel	hoge gehalten aan DDT en Hg
WV1 (11) - Moerkerke	hoge gehalten aan PCBs
LB1 (14) - Borgloon	hoogste gehalten aan As
A2 (18) - Bornem	hoge gehalten aan dioxine, DDT en As
WB1 (21) - Braine-l'Alleud	laagste gehalten aan contaminanten
H1 (24) - Blaton	hoge gehalten aan dioxine, Pb en Tl
N2 (30) - Surice	hoge gehalten aan dioxine
L3 (35) - Theux	hoge gehalten aan Hg, Tl en Co
LX2 (37) - Robelmont	hoge gehalten aan Cd
H5 (28) - Brunehaut	vervanger voor LX2; hoge gehalten aan DDT

De 10 locaties werden zodanig gekozen dat iedere provincie vertegenwoordigd werd en er zowel sterk verontreinigde als weinig verontreinigde stalen vertegenwoordigd waren (Tabel 2.4). Van Locatie LX2 (37) was echter te weinig staal beschikbaar voor de bijkomende analyses. Dit staal werd vervangen door staal H5 (28).

3. RESULTATEN VOOR VOOR VOLLEDIGE DATASET (59 gezinnen)

3.1 Dioxines (CALUX waarden)

Dioxine' is de term voor een groep gechlloreerde aromatische verbindingen waaronder polygechlloreerde dibenzo-*p*-dioxines (PCDDs), polygechlloreerde dibenzofuranen (PCDFs) en dioxineachtige polygechlloreerde byfenylen (dl-PCBs). Het zijn lipofiele, persistente en toxische verbindingen. De PCDDs en PCDFs met chloorsubstituenten op posities 2,3,7,8 zijn het meest toxisch. De toxiciteit van de individuele congenen (7 PCDDs, 10 PCDFs en 12 dl-PCBs) ten opzichte van 2,3,7,8- tetrachlorodibenzodioxine (TCDD) wordt aangeduid door de toxisch equivalent factor (TEF) waarden. De som van de concentratie van elk congener, in combinatie met zijn TEF waarde, geeft de toxisch equivalent (TEQ) waarde (Van Den Berg et al., 1998). Dioxine resultaten worden meestal als TEQ waarden uitgedrukt.

De CALUX methode is een bioassay waarbij men een globale TEQ waarde bepaalt en er geen informatie over de verschillende individuele dioxine-congenen bekomen wordt. Het principe is gebaseerd op de activatie van de arylhydrocarbon (Ah) receptor door dioxines en verbindingen met dioxine-achtige activiteit. Er wordt gebruik gemaakt van een genetisch gemodificeerde cellijn waarin de activatie van de Ah receptor leidt tot de expressie van het gen voor luciferase. Er werd in deze studie een geschikte opzuivering van staalextracten en/of vetten uitgevoerd zodat er een eindextract bekomen wordt dat PCDD/Fs bevat en dat kan geïncubeerd worden met de cellen om luciferase productie te bekomen. De uiteindelijke detectie gebeurt via een luminometer die licht (luminescentie) meet na reactie van het gevormde luciferase met luciferine. De hoeveelheid gemeten licht is een maat voor de hoeveelheid dioxine-achtige toxiciteit in het opgezuiverde extract. Er moet wel rekening mee gehouden worden dat deze CALUX TEQ waarden niet exact dezelfde betekenis hebben als PCDD/F TEQ waarden voor de 17 toxische 2,3,7,8-gechlloreerde PCDD/F congenen die via HRGC-HRMS bepaald worden. Een CALUX TEQ resultaat verwijst naar een biologische respons die, naast de 17 PCDD/F congenen, veroorzaakt kan worden door bijdragen van andere agonisten van de Ah-receptor of door interacties (antagonistisch of synergetisch) tussen verbindingen.

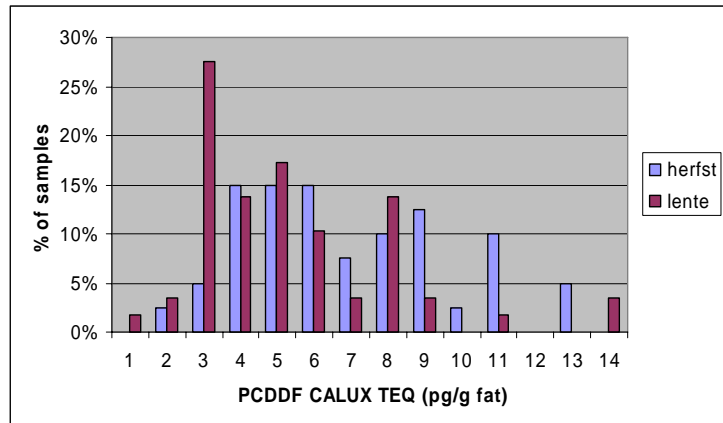
Resultaten

In tabel 3.1 wordt een samenvatting gegeven van de resultaten voor herfst en lente en Figuur 3.1 geeft de distributie weer van de CALUX TEQ resultaten voor de eieren geanalyseerd in beide seizoenen.

In de herfst waren er 37 CALUX resultaten voor dioxines hoger dan 3 pg TEQ/g eivet, de Europese maximaal toegelaten waarde voor PCDD/Fs in eivet (EC, 2006). Er werd rekening gehouden met een grijze zone (Van Overmeire et al. 2004) om te toetsen of een experimentele CALUX-waarde al dan niet groter is dan de norm. In de herfst waren dat 39 monsters; in de lente waren dat 58 monsters. De dioxinewaarden zijn dus in de meeste gevallen hoger dan de geldende norm van 3 pg TEQ/g vet voor PCDD/Fs. Dit is in overeenstemming met wat eerder bij privéhouders van kippen werd waargenomen. (FAVV, 2002; Van Overmeire et al. , 2006).

Tabel.3.1 CALUX TEQ waarden in eieren (pg TEQ/g vet)

	Herfst (n = 40)	Lente (n = 58)
Minimum	1.52	0.65
1ste kwartiel	1.30	2.78
Mediaan	5.86	4.08
3de kwartiel	8.54	6.57
Maximum	12.77	13.92
Gemiddelde	6.45	4.78



Figuur 3.1: distributie van de CALUX resultaten voor de eieren uit herfst en lente.

De resultaten voor de lente campagne zijn lager dan de resultaten voor de herfstcampagne. Toch werden ook in de lente waarden hoger dan 13 pg TEQ/g vet gevonden (zie Figuur 3.1). Een reden hiervoor is moeilijk aannemelijk. Er kan aangenomen worden dat de kippen uit deze studie evenveel tijd buiten verbleven in lente en herfst. Hoge en lage CALUX waarden waren gelijk verdeeld over Vlaanderen en Wallonië.

3.2 Spoorelementen

Spoorelementen werden bepaald in alle eistalen, bodemstalen, mest en keukenafval. Gehomogeniseerde eistalen werden gemineraliseerd via zure digestie (geconcentreerd HNO₃) in drukrecipiënten van een X-PRESS microgolfoven (CEM Corporation, Matthews, NC, USA). De bodems werden ontsloten door middel van *aqua regia* extractie (HNO₃ - HCl 1:3) onder reflux. Gedroogde meststalen en stalen van keukenafval werden, zoals de eieren, gemineraliseerd via zure digestie. Na ontsluiting werden concentraties aan spoorelementen in alle matrices bepaald via inductief gekoppeld plasma/massaspectrometrie (ICP-MS, VG PQ-ExCell, Winsford, UK). Kwik (Hg) werd bepaald met behulp van een AMA-254 analyseapparaat (Altec, Prague, Czech Republic).

In tabel 3.2 wordt een samenvatting gegeven van de analyse resultaten voor eieren, bodems, meststalen en keukenafval in herfst en lente. Voor de meeste spoorelementen waren de concentraties in eieren van particulieren vergelijkbaar met commerciële eieren. Het grootste verschil met eerdere studies werd gevonden voor Pb. In Deense en Britse eieren vond men minder dan 5 µg Pb kg⁻¹. Belgische commerciële eieren en Franse eieren bevatten ongeveer 10 µg Pb kg⁻¹, terwijl Van Overmeire et al. (2006) gemiddeld 69 µg Pb kg⁻¹ vonden in eieren van particulieren in België. In de huidige studie varieerden de gemiddelde Pb concentraties van 116 in het najaar tot 74 µg kg⁻¹ in het voorjaar. Deze gemiddelde waarden werden echter sterk beïnvloed door een aantal hoge Pb concentraties. De mediane waarden waren respectievelijk 80 en 30 µg Pb kg⁻¹ in het najaar en het voorjaar. Er is op dit ogenblik geen norm voor Pb in eieren in België. De vroegere norm voor Pb, 100 µg kg⁻¹, werd overschreden door 40% van de stalen in het najaar en 25% van de stalen in het voorjaar. Elf stalen overschreden zowel in het najaar als in het voorjaar deze waarde. De vroegere norm voor Hg, 30 µg kg⁻¹, werd slechts door één staal overschreden. In het merendeel van de stalen waren de

Cd en As concentratie niet kwantificeerbaar. Geen enkel staal overschreed de vroegere norm voor Cd van $10 \mu\text{g kg}^{-1}$.

De bodems in de kippenren bevatten meer Pb, Cu en Zn dan de achtergrondwaarden bepaald in VLAREBO. De gemiddelde Cd, Pb en Zn concentraties en de hoogste As en Cu concentraties gemeten in deze bodems vielen ook buiten de spreiding voor 'normale' concentraties die eerder in Belgische bodems zijn bepaald. Geen enkel staal overschreed echter de bodemsaneringnormen voor bestemmingstype II (woonzone met landelijk karakter) of III (woonzone). De aanrijking ten opzichte van achtergrondwaarden aan Pb, Cu en Zn in de toplaag van de bodem uit de kippenrennen kan enerzijds te wijten zijn aan industriële activiteiten in de ruime omgeving van de staalnameplaatsen. Anderzijds vermeldden verschillende particulieren dat zij wekelijks tot meermaals per jaar assen uitstrooien in de kippenren, wat ook een bron van contaminatie kan zijn.

De Pb concentratie in eieren was significant gecorreleerd met de Pb concentratie in de bodem uit de kippenren. Dat spoorelementen in bodems slechts in beperkte mate biologisch toegankelijk zijn voor kippen, blijkt uit de sterke correlatie van de meeste gehalten aan spoorelementen in de meststalen met de gehalten in de bodem. De concentraties aan spoorelementen in keukenafval waren voor geen enkel element gecorreleerd met gehalten in eieren of mest. Dit betekent niet noodzakelijk dat de bijdrage van keukenafval onbelangrijk is. Ze is echter moeilijk te bepalen. De hoeveelheid en samenstelling van keukenafval dat aan de kippen gegeven wordt, varieert immers van dag tot dag en de staalnames in dit project zijn slechts momentopnames. Een andere mogelijke bron van Pb in eieren zijn groenten aangezien deze Pb voornamelijk uit de lucht accumuleren.

Tabel 3.2: Spooelementen in eieren, bodems, mest en keukenafval verzameld in het najaar (n = 40) en in het voorjaar (n = 58). De concentraties zijn uitgedrukt op vers gewicht voor eieren en op drooggewicht voor bodems, mest en keukenafval.

	Najaar						Voorjaar					
	As $\mu\text{g kg}^{-1}$	Cd $\mu\text{g kg}^{-1}$	Pb $\mu\text{g kg}^{-1}$	Cu mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}	Hg $\mu\text{g kg}^{-1}$	As $\mu\text{g kg}^{-1}$	Cd $\mu\text{g kg}^{-1}$	Pb $\mu\text{g kg}^{-1}$	Cu mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}	Hg $\mu\text{g kg}^{-1}$
	<u>Eieren</u>											
LOQ	8.0	0.5	2.0	0.01	0.225	0.17	8.0	0.5	2.0	0.01	0.225	0.17
Gemiddelde	< 8.0	0.5	116	0.43	20.3	3.15	< 8.0	< 0.5	73.8	0.52	19.2	4.44
Minimum	< 8.0	< 0.5	3.1	0.26	11.3	< 0.17	< 8.0	< 0.5	< 2.0	0.33	13.0	0.40
Eerste kwartiel	< 8.0	< 0.5	22.9	0.41	18.3	1.18	< 8.0	< 0.5	14.7	0.44	17.1	2.04
Mediaan	< 8.0	< 0.5	79.9	0.43	20.2	2.10	< 8.0	< 0.5	29.5	0.49	18.7	3.13
Derde kwartiel	< 8.0	0.67	155	0.47	22.7	3.72	< 8.0	< 0.5	105	0.61	21.2	4.92
Maximum	8.6	2.4	471	0.57	29.2	20.2	14.6	4.6	477	0.81	26.4	37.1
n < LOQ	39	26	-	-	-	3	53	46	2	-	-	-
	<u>Bodems</u>											
Gemiddelde	7.3	0.52	48.2	17.9	132	86.9	11.0	0.51	44.3	20.7	118	116
Minimum	1.5	0.13	12.8	5.5	24.5	14.3	1.5	0.12	12.3	7.5	28.1	30.0
Eerste kwartiel	4.6	0.27	22.4	11.9	76.8	40.0	7.7	0.26	24.2	14.3	63.4	57.6
Mediaan	5.9	0.44	38.8	15.6	126	67.9	9.0	0.45	35.9	18.2	101	80.2
Derde kwartiel	8.3	0.69	56.3	21.0	167	112	12.3	0.66	48.7	26.4	156	121
Maximum	32.5	1.30	160	41.3	319	311	43.5	1.41	174	45.4	295	1201
	<u>Mest</u>											
Gemiddelde	4.58	0.86	43.5	27.9	215	51.7	3.3	0.89	27.7	29.0	180	83.1
Minimum	1.07	0.30	4.91	8.1	62	17.3	0.19	0.24	4.0	11.0	72	11.8
Eerste kwartiel	2.71	0.50	12.8	17.2	133	30.8	1.65	0.47	11.8	21.7	135	26.1
Mediaan	3.95	0.70	26.3	24.8	205	45.7	2.90	0.66	17.8	27.3	152	39.5
Derde kwartiel	5.31	1.03	59.0	29.9	258	63.8	3.94	0.97	39.1	32.9	220	68.1
Maximum	17.6	2.34	214	107	550	140	13.3	6.26	73.8	117	442	1532
	<u>Keukenafval</u>											
Gemiddelde	-	88	687	5.23	21.3	5.32	-	67	150	1.26	19.0	4.08
Minimum	-	15	13	1.71	8.0	0.37	-	14	< 6	0.68	8.7	0.28
Eerste kwartiel	-	32	46	2.78	12.3	1.09	-	30	17	0.94	11.7	0.73
Mediaan	-	57	87	4.03	17.7	2.09	-	50	69	1.17	16.6	1.53
Derde kwartiel	-	78	178	5.84	24.1	2.57	-	65	134	1.41	22.7	4.27
Maximum	-	429	12770	12.8	78.0	79	-	473	1548	2.56	42.6	22.5

3.3 Indicator PCBs

Tot nu toe bestaat er geen Europese norm voor polychlorobifenylen (PCBs) in eieren. Een Belgische norm van 200 ng/g vet voor de som van 7 PCBs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) kwam in voege sinds de Belgische PCB/dioxinecrisis in 1999.

In tabel 3.3 wordt een samenvatting gegeven van de resultaten voor de eieren in de herfst (n = 40) en in de lente (n = 58).

Tabel 3.3: overzicht resultaten indicator PCBs voor de eieren geanalyseerd tijdens de 2 campagnes (ng/g vet).

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Som* 7 PCBs
Herfst 2006								
Mnimum	5	5	5	5	5	5	5	5
1 ^{ste} kwartiel	5	5	5	5	5	5	5	10
Mediaan	5	5	5	5	11.35	12.05	5	32.55
3 ^{de} kwartiel	5	5	5	5	14.65	15.73	10.2	48.98
Maximum	5	5	5	30.1	106.4	122.2	8.19	345.60
gemiddelde	5	5	5	6.65	13.58	15.11	10.77	40.81
Lente 2007								
Mnimum	5	5	5	5	5	5	5	0
1 ^{ste} kwartiel	5	5	5	5	5	5	5	5
Mediaan	5	5	5	5	5	12	11.5	15
3 ^{de} kwartiel	5	5	9.5	9.9	16.5	16.6	16	37.5
Maximum	5	11	14	38.4	79	97.8	58.7	239.2
gemiddelde	5	5.46	8	9.7	15.55	15.62	13.65	31.88

*Voor de berekening van de som werden niet detecteerbare resultaten werden gelijkgesteld aan nul en resultaten <LOQ werden gelijkgesteld aan de helft van de LOQ.

Bij de eieren die in de herfst werden geanalyseerd vonden we 1 staal (VB4) dat de normwaarde overschreed. Voor dit staal vonden we 345.6 ng/g vet als resultaat. Bij de eieren die in de lente werden onderzocht waren er 2 stalen met waarden boven de norm waaronder staal VB4 met 235.5 ng/g vet en een ander staal met 239.2 ng/g vet. De PCB concentraties gevonden in de Contegg studie komen goed overeen met de mediaanwaarde van 32.3 ng/g vet, gevonden voor de analyse van 22 eieren van particulieren in de eerdere studie. Deze waarde is duidelijk hoger dan in eieren van commerciële bedrijven waarvoor de lowerbound mediaan waarde gemeten in België nul was (maximum 63.2 ng/g fat) (Van Overmeire et al., 2006). Deze vaststelling komt overeen met andere publicaties (Tlustos et al., 2004; Voorspoels et al., 2008). PCB 153 en/of PCB 138 en/of PCB 180 werden gedetecteerd in bijna alle stalen (92%) terwijl PCB 28 niet werd gedetecteerd en PCB 52 en 101, die snel gemetaboliseerd worden (De Vos, 2005), maar in één staal werden gedetecteerd.

3.4 Pesticiden

De meeste overschrijdingen van de geldende maximale waarden in België werden vastgesteld voor de som van de DDTs (som o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD). In tabel 3.4 wordt een samenvatting gegeven van de resultaten voor herfst (n = 40) en lente (n = 58). Veel pesticiden werden niet gedetecteerd of hadden waarden onder de LOQ. Dit was in de herfst het geval voor α -HCH, β -HCH, γ -HCH, heptachlor, heptachlorepoxyde, aldrin, endosulfan, α -chlordan, γ -chlordan, endrin, methoxychlor en nitrofen. In de lente

hadden de volgende pesticiden waarden onder de LOQ: α -HCH, β -HCH, γ -HCH, aldrin, endosulfan, α -chlordan, γ -chlordan, endrin, methoxychlor, nitrofen.

Som DDTs (som DDT/DDE/DDE)

In de herfst hadden 7 eistalen een waarde boven 500 ng/ g vet, wat de huidige normwaarde in België is. In de lente waren er 10 stalen boven de norm voor de som van de DDTs. Voor 4 eistalen werden in beide seizoenen DDT waarden hoger dan de maximale waarde gevonden. De concentratie was in 1 staal extreem hoog (21390 en 12170 ng/g vet)

Tabel 3.4: DDT resultaten voor de eieren geanalyseerd in de herfst (n = 40) en in de lente (n = 58).

	o,p'-DDT	p,p'-DDT	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	Som*DDTs
Herfst 2006							
Mnimum 1 ^{ste}	5	5	0	5,00	36,10	5,00	0
kwartiel	5	52,88	0	26,45	36,10	6,78	28,70
Mediaan	5	112,55	0	65,50	36,10	16,15	71,90
3 ^{de} kwartiel	21,7	325,48	0	273,25	36,10	25,63	383,72
Maximum	311,5	6643,10	0	13766,50	36,10	633,20	21390,40
gemiddelde	69,64	626,89	0	622,08	36,10	58,72	861,97
Lente 2007							
Mnimum 1 ^{ste}	5	5	na	5	na	103,80	0
kwartiel	22,00	23,20	na	21,93	na	103,80	19,98
Mediaan	39,00	48,50	na	57,50	na	103,80	63,40
3 ^{de} kwartiel	56,00	94,65	na	233,80	na	103,80	315,10
Maximum	73,00	3601,80	na	8391,90	na	103,80	12170,50
gemiddelde	39,00	181,80	na	356,71	na	103,80	457,25

*Voor de berekening van de som werden niet detecteerbare resultaten werden gelijkgesteld aan nul en resultaten <LOQ werden gelijkgesteld aan de helft van de LOQ. (na: niet geanalyseerd)

Volgens Furusawa et al. (2002) wordt DDT in kippen snel gemetaboliseerd tot DDE en DDD. DDD wordt enkel in de lever gevonden en DDE wordt via eieren uitgescheiden. In overeenstemming hiermee is in deze studie 60-100% van de som DDTs te wijten aan p,p'-DDE en de rest aan p,p'-DDT. In de eerdere studie van Van Overmeire et al. (2006) werd als mediaan 125.45 ng/g vet gevonden voor de som DDTs in eieren van particuliere kwekers van kippen uit België. Er is weinig andere literatuur waarmee onze gegevens kunnen vergeleken worden. In vrije uitloop eieren van commerciële bedrijven vonden vonden we in de eerdere studie geen DDT terug.

Som aldrin/dieldrin

Aldrin is een metabolische precursor van dieldrin. De normwaarde geldt voor de som van aldrin en dieldrin.

In de herfst werden in 3 eistalen te hoge waarden (boven norm van 200 ng/g vet) voor de som van aldrin en dieldrin gevonden (range 339.8-1423.5 ng/g vet). In de lente hadden dezelfde 3 stalen plus een bijkomend staal een waarde hoger dan de norm.

Som chlordanen

In de herfst waren er ook 2 stalen met waarden boven de norm (50 ng/g vet) voor de som van de chlordanen (α -chlordan, γ -chlordan, oxychlordan), terwijl dit in de lente slechts voor 1 eistaal het geval was.

4. SPATIOTEMPORELE VERSPREIDING EN CORRELATIES

De staalname van eieren gebeurde in twee verschillende seizoenen en verspreid over het volledige Belgische grondgebied met als doel na te gaan of de gehalten aan contaminanten variëren in de tijd en om na te gaan of er ruimtelijke verschillen zijn in deze gehalten. Voor de analyse van de spatiotemporele distributie van het gehalte aan contaminanten in eieren werd enkel gewerkt met de contaminanten die gemeten zijn in alle eistalen, namelijk een selectie van sporelementen (Pb en Hg), dioxines (gemeten via CALUX), som merker-PCB's en de som van DDT/DDD/DDE (verder afgekort als DDT).

Voor een aantal contaminanten (Pb, Hg en dioxines) was er een verschil in concentratie in eieren tussen het voor- en najaar. Voor Pb en dioxines waren de eieren in het najaar meer aangerijkt dan in het voorjaar. Verschillen tussen voor- en najaar kunnen niet rechtstreeks verklaard worden door verschillen in grondinname. De gemiddelde som van PCB's en van DDT en zijn afbraakproducten verschilde niet significant tussen voor- en najaar. In het najaar waren er geen significante verschillen in accumulatie van contaminanten tussen de verschillende provincies. In het voorjaar waren er wel verschillen tussen de provincies al naargelang de contaminant. Tevens waren er verschillen per landbouwstreek. De Vlaamse Zandstreek was voor Pb, PCB's en DDT en zijn afbraakproducten, de streek met de hoogste gemiddelde concentratie, terwijl de Jurastreek en de Condroz het best scoorden. Er werden voor de verschillende contaminanten geen verschillen gevonden in gemiddelde concentraties voor het type omgeving waarin de deelnemers woonden. Enkel in het najaar waren eieren afkomstig uit gemengd woon/industriegebied minder aangerijkt met Pb dan in andere gebieden, maar in het voorjaar was dit verschil niet meer terug te vinden. Waarschijnlijk ging het om een anomalie. In het najaar waren de gemiddelde concentraties aan Pb en Hg in eieren significant hoger bij particulieren die het gebruik van een allesbrander vermeldden. Het strooien van as in de kippenren leidde tot een significant hoger gemiddeld PCB gehalte in het najaar en tot een significant hoger Hg gehalte in eieren in het voorjaar. Een oud kippenhok leidde in het najaar tot een significant hoger dioxinegehalte in de eieren.

5. RESULTATEN VAN GEDETAILEERDE SUBSAMPLES (10 gezinnen)

Voor 10 locaties werden dus ook bodemstalen, faeces en keukenafval van 10 locaties werden eveneens onderzocht en naast dioxines werden in deze stalen ook bijkomende contaminanten onderzocht.

5.1 Dioxines (PCDD/Fs en dl-PCBs) via HRGC-HRMS

De dioxineanalyses, uitgevoerd met hoge resolutie gaschromatografie-hoge resolutie massaspectrometrie (HRGC-HRMS) bevestigden dat de dioxine-achtige PCBs voor praktisch de helft bijdragen tot de totale TEQ waarde voor de som van PCDDFs en dioxine-achtige PCBs. De totale TEQ waarden overschrijden in de herfst in 9 van de 10 stalen en in de lente in 8 stalen de maximale EU waarde van 6 pg WHO TEQ/g eivet. (zie Tabel 5.1).

In de eieren werden hoge totale TEQ waarden gevonden voor de stalen VB4 (met een grote bijdrage van PCBs), A2 en WV1 in beide seizoenen (en voor H1 in de lente). Ook voor de overeenstemmende grondstalen A2 en WV1, werden in beide seizoenen hoge TEQ waarden gevonden (en voor H1 in de lente). Voor de stalen H1 en N2 is het verschil tussen de resultaten voor de herfst en de lente groot. Er moet opgemerkt worden dat de kippeneigenaar H1 verhuisd was tussen de twee staalnamecampagnes. De resultaten voor staal N2 waren in de lente 2007 verdacht laag in vergelijking met de herfst 2006. Er wordt vermoed dat de eieren niet van dezelfde kippen afkomstig waren in beide seizoenen.

Voor alle keukenafval stalen waren de TEQ resultaten zeer laag.

Het congeneer-patroon van PCDD/Fs in eieren, grond en faeces wordt gedomineerd door OCDD, naast 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD, OCDF en 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF. De meest voorkomende dioxineachtige PCBs zijn PCB118, PCB 105 en PCB 156. De dioxineachtige PCBs dragen gemiddeld 47 %, 14 % en 20 % bij tot de totale WHO-TEQ in eieren, grond en faeces, respectievelijk. De keukenafvalstalen zijn allemaal zeer laag gecontamineerd met PCDD/Fs en dioxineachtige PCBs en veel congenere werden niet gedetecteerd.

De voornaamste bijdrage tot de PCDDF TEQ wordt geleverd door 1,2,3,7,8-PeCDD en 2,3,4,7,8-PeCDF. In de eieren is dit respectievelijk gemiddeld 30 en 28 %. PCB 126 is gemiddeld verantwoordelijk voor 76% van de PCB TEQ in eieren.

Tabel 5.1: upperbound TEQ waarden voor de eieren, grond- en keukenafvalstalen van herfst- (H) en lente- (L) campagne.

Code stalen	Eieren (pg WHO-TEQ/g vet)						Grond (pg I-TEQ/g)						Keukenafval (pg WHO-TEQ/g)					
	PCDD/F TEQ		dl-PCB TEQ		Total TEQ		PCDD/F TEQ		dl-PCB TEQ		Total TEQ		PDD/F TEQ		dl-PCB TEQ		Total TEQ	
	H	L	H	L	H	L	H	L	H	L	H	L	H	L	H	L	H	L
VB4	9.20	10.70	86.15	54.09	95.35	64.80	3.72	2.70	0.85	0.88	4.57	3.58	0.12		0.10		0.22	
OV3	4.28	3.88	3.38	2.69	7.66	6.56	3.45	3.63	0.53	0.57	3.98	4.21						
WV1	9.03	17.36	7.36	7.86	16.39	25.22	10.45	5.48	0.91	0.58	11.35	6.06		0.16		0.11		0.27
LB1	4.38	4.19	3.57	2.75	7.95	6.93	3.03	3.01	0.42	0.49	3.45	3.50	0.11	0.11	0.10	0.10	0.22	0.22
A2	14.60	20.00	8.56	19.38	23.16	39.37	7.26	4.88	1.05	0.57	8.31	5.44	0.13	0.11	0.15	0.10	0.28	0.22
WB1	2.11	3.71	1.17	1.02	3.28	4.72	2.33	2.01	0.30	0.23	2.63	2.24		0.13		0.12		0.26
H1	9.03	17.29	5.03	26.99	14.06	44.28	2.98	6.61	0.59	1.25	3.57	7.86						
H5	5.79	7.28	4.73	5.43	10.52	12.71	2.15	1.87	0.43	0.14	2.59	2.00		0.11		0.10		0.22
N2	4.52	0.79	5.39	0.71	9.91	1.50	2.01	1.95	0.50	0.48	2.51	2.42						
L3	4.81	2.05	3.42	1.60	8.23	3.64	2.81	2.71	0.39	0.44	3.20	3.15	0.16		0.13			0.29
Minimum	2.11	0.79	1.17	0.71	3.28	1.50	2.01	1.87	0.30	0.14	2.51	2.00	0.11	0.11	0.10	0.10	0.22	0.22
Mediaan	5.30	5.74	4.88	4.09	10.22	9.82	3.01	2.71	0.52	0.53	3.51	3.54	0.11	0.12	0.10	0.10	0.22	0.22
Maximum	14.60	20.00	86.15	54.09	95.35	64.80	10.45	6.61	1.05	1.25	11.35	7.86	0.16	0.16	0.15	0.12	0.29	0.27
Gemiddelde	6.78	8.73	12.88	12.54	19.65	20.97	4.02	3.26	0.60	0.56	4.62	4.05	0.12	0.13	0.12	0.11	0.24	0.24

5.2 Polyaromatise koolwaterstoffen (PAKs)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) sont composés d'un minimum de deux noyaux aromatiques et forment un groupe d'environ 250 composés, appartenant à la famille des contaminants de l'environnement et de l'alimentation. Ils sont lipophiles, peu solubles dans l'eau, peu volatiles et très stables, ce qui implique une présence importante dans l'environnement.

Il a été démontré que les PAH peuvent être cancérigènes pour l'animal et pour l'homme (à haute concentration) et certains sont également carcinogènes génotoxiques. D'autres effets néfastes des PAH ont été démontré au niveau hématologique, immunologique, ou encore au niveau du système reproducteur et du développement (SCF, 2008). Au cours de cette étude, les 16 PAH définis comme prioritaires par l'Union Européenne (Benzo[c]fluorene (BcL), Cyclopenta[cd]pyrene (CPP), Benzo[a]anthracene (BaA), Chrysene (CHR), 5-methylchrysene (5MC), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Benzo[a]pyrene (BaP), Benzo[j]fluoranthene (BjF), Indeno[1,2,3-cd]pyrene (IcP), Benzo[ghi]perylene (BgP), Dibenz[a,h]anthracene (DhA), Dibenz[a,e]pyrene (DeP), Dibenz[a,h]pyrene (DhP), Dibenz[a,i]pyrene (DiP), Dibenz[a,l]pyrene (DlP)) ont été suivis.

Les analyses ont été effectuées suivant des méthodes validées. Très brièvement : les PAH sont extraits avec un solvant organique adapté à la matrice. Pour les échantillons de fèces, sols et déchets de cuisine, les extraits ont été purifiés par SPE sur silice suivi d'une HPLC préparative équipée d'une colonne de type DACC. Pour les échantillons d'œufs, les extraits ont été purifiés par SPE sur ENVI-Chrom P. Tous les extraits ont été analysé par HPLC-UV/FLD (Windal et al., 2008 ; Danyi et al., 2008).

Résultats

Sols

Dans les régions tempérées, la source principale de PAH dans l'environnement est la combustion anthropogénique de bois (~10%) et de combustible fossile (~90% (Wilcke, 2000) ; Johnson and Karlson , 2007). Généralement les concentrations de PAH dans les sols diminuent exponentiellement avec la distance par rapport à la source d'émission.

Etant donné que les sources sont les mêmes, et que les processus de transformation pendant le transport, le dépôt et dans les sols sont les mêmes dans nos régions tempérées, on constate en général que les proportions relatives des différents congénères de PAH dans les sols sont similaires. Lors de cette étude également, on constate que les profils en PAH sont très proches pour tous nos échantillons et correspondent au profil classique des régions tempérées.

Dans les régions tempérées, les concentrations dans l'atmosphère sont plus élevées en hiver suite à l'augmentation du chauffage domestique, de la diminution de la thermo et photo-décomposition, et la diminution du mélange atmosphérique (Wilcke, 2000) ; Johnson and Karlson , 2007). La différence saisonnière se marque peu au cours de cette étude, probablement du au fait que les échantillons ont été prélevé en automne et au printemps, saisons moins marquées que l'hiver et l'été.

Il n'existe à ce jour pas de norme européenne concernant les niveaux de PAH dans les sols. Une revue des valeurs existantes dans les différents pays de la communauté européenne a été publiée récemment (JRC, 2008). On observe une grande disparité: ce ne sont pas toujours les

mêmes congénères de PAH qui sont concernés, les sols sont définis de manière différentes (agriculture, résidentiel,...). Cette disparité se marque également au niveau belge : les valeurs sont différentes en région wallonne, flamande ou bruxelloise.

Les concentrations mesurées dans les sols de cette étude se situent largement sous les valeurs seuil de la RW, sauf pour les deux échantillons les plus contaminés : H1 (printemps) et N2 (automne).

Pour ces deux échantillons, les concentrations en BbF, BaP et IcP se trouvent au-dessus des valeurs seuil de la région wallonne. Les concentrations se trouvent cependant en-dessous des seuils d'intervention, sauf pour le BaP pour lequel les valeurs sont proches ou supérieures au niveau de remédiation de la région flamande pour les sols destinés à l'agriculture. La production de légumes ou viandes sur ces terrains est donc discutable, et l'origine de la contamination devrait être recherchée.

Pour l'échantillon H1, le fait de brûler occasionnellement des déchets dans le jardin pourrait expliquer ces valeurs élevées et la grande différence observée entre les prélèvements du printemps et de l'automne. Cependant, des déchets sont brûlés occasionnellement ou ont été brûlés dans le passé pour d'autres échantillons (WV1, H5) pour lesquels les niveaux de contamination sont nettement plus bas. La corrélation entre le fait de brûler des déchets et des niveaux de contamination plus élevés n'est donc pas systématique.

Fèces

Nous avons montré plus haut que les profils de contamination dans les sols sont fort semblables d'un échantillon à l'autre. Bien que l'on retrouve les mêmes congénères dans les fèces que dans les sols, les profils sont plus variables d'un échantillon à l'autre.

Une grande partie des PAH, 50 à 80%, absorbés oralement sont excrétés via les fèces. Les PAH assimilés sont rapidement métabolisés (SCF, 2008). Les pourcentages d'adsorption, les vitesses d'excrétion et le métabolisme sont fonction des congénères, ce qui explique les différences de profils de PAH entre les échantillons de fèces et de sols.

Les concentrations mesurées dans les faeces représentent 30-80% des concentrations mesurées dans les sols. Elles sont particulièrement importantes dans le cas des échantillons H1 et N2.

Œufs

Aucun PAH n'a été détecté dans les échantillons d'œufs, les PAH étant éliminés via les fèces ou métabolisés.

Nourriture pour les poules

Seules quelques traces de certains PAH ont été détectées dans les échantillons de nourriture. Les concentrations en PAH mesurées dans les fèces proviennent donc probablement majoritairement des sols.

Conclusions

Les PAH sont rapidement métabolisés par la plupart des animaux, et aucun PAH n'a été détecté dans les œufs. Seules quelques faibles traces de quelques congénères ont été détectées dans la nourriture.

Les niveaux observés dans les sols sont généralement faibles, sauf pour deux échantillons pour lesquels les niveaux en BaP sont de l'ordre de grandeur des valeurs de remédiation de la région flamande pour l'agriculture. Les sources de contamination pour ces deux échantillons devraient être identifiées.

Les niveaux observés dans les fèces sont fonction des niveaux de contamination des sols.

Les résultats obtenus pour les sols sont repris dans les tableaux 5.2 et 5.3.

Tableau 5.2 : Concentration en PAH dans les sols en automne (dw= dry weight, poids sec)

Code	BcL	CPP	BaA	Chry	5MC	BjF	BbF	BkF	BaP	DIP	DhA	BgP	IcP	DeP	DiP	DhP
	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw
VB4	1.66	0.00	12.29	30.33	0.00	17.45	65.39	13.61	20.24	0.00	3.48	23.29	22.45	0.00	1.70	0.61
OV3	2.74	0.00	23.65	43.20	0.00	33.79	70.48	18.30	32.21	0.00	5.33	37.21	35.15	0.00	1.96	0.83
WV1	3.63	0.00	11.83	25.27	0.00	13.62	32.54	9.02	13.33	0.00	0.94	12.81	15.04	0.00	0.84	0.37
LB1	4.01	0.00	21.81	41.44	0.00	23.06	60.70	21.46	36.69	0.00	4.53	32.65	32.41	0.00	2.49	0.95
A2	39.98	0.00	138.58	176.35	0.00	80.80	215.45	103.65	178.30	32.83	18.10	121.63	137.00	0.00	9.30	3.98
WB1	13.15	0.00	53.09	80.26	0.00	41.61	90.58	38.60	68.76	0.00	8.64	56.89	52.65	0.00	3.58	1.49
H1	20.35	0.00	128.08	183.55	0.00	117.65	236.13	100.68	139.13	0.00	0.00	123.73	132.28	0.00	0.00	0.00
H5	7.80	0.00	22.65	32.29	0.00	20.94	46.49	16.46	31.13	0.00	4.18	27.55	24.69	0.00	1.99	0.66
N2	139.40	0.00	441.30	583.80	0.00	353.60	781.10	354.60	644.10	147.00	107.40	506.30	538.40	0.00	37.30	18.00
L3	23.38	0.00	67.18	130.25	0.00	64.68	166.90	52.33	77.05	15.08	11.55	67.10	75.88	0.00	4.30	2.70

Tableau 5.3 : Concentration en PAH dans les sols au printemps (dw= dry weight, poids sec)

Code	BcL	CPP	BaA	Chry	5MC	BjF	BbF	BkF	BaP	DIP	DhA	BgP	IcP	DeP	DiP	DhP
	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw	ng/g dw
VB4	9.10	0.00	14.18	33.03	0.00	0.00	58.81	12.29	18.61	0.00	0.00	20.95	11.94	29.70	0.00	0.00
OV3	8.33	0.00	34.10	60.97	0.00	0.00	94.87	24.78	42.92	0.00	0.00	53.84	20.99	72.03	0.00	0.00
WV1	3.14	0.00	9.81	19.87	0.00	0.00	27.69	8.17	15.14	0.00	0.00	15.09	0.00	22.81	0.00	0.00
LB1	18.45	0.00	24.75	45.88	0.00	0.00	57.69	14.68	30.70	0.00	0.00	31.05	16.52	49.55	1.19	0.00
A2	7.14	0.00	38.80	54.16	0.00	0.00	93.16	33.20	55.45	0.00	0.00	61.74	29.19	86.67	1.88	0.00
WB1	13.55	0.00	69.92	78.93	0.00	0.00	111.95	45.12	91.28	0.00	0.00	77.74	52.14	126.74	3.29	0.00
H1	39.80	0.00	469.30	700.10	0.00	374.18	844.18	338.66	647.96	0.00	0.00	535.27	346.97	988.71	31.49	0.00
H5	3.38	0.00	23.44	34.81	0.00	0.00	51.69	17.33	34.46	0.00	0.00	30.98	15.64	55.36	1.49	0.00
N2	32.82	0.00	270.41	367.38	0.00	281.68	620.01	235.15	450.74	0.00	0.00	453.97	266.63	692.55	23.73	0.00
L3	3.98	0.00	59.64	93.04	0.00	52.78	153.83	51.49	94.63	0.00	0.00	103.93	31.56	158.75	3.43	0.00

5.3 Gebromeerde vlamvertragers

Gebromeerde vlamvertragers (“brominated flame retardants” - BFRs), bv polygebromeerde diphenyl ethers (PBDEs), hexabroomcyclododecaan (HBCD) en tetrabromobisphenol-A (TBBP-A), worden in verscheidene huishoudelijke als industriële toepassingen en toestellen gebruikt, zoals computers, TV’s, elektrisch en plastisch materiaal (BSEF, 2008). Ondanks de talrijke voordelen houdt het gebruik van BFRs echter ook niet te verwaarlozen nadelen in, de belangrijke keerzijde van de medaille. Eigenschappen, zoals lipofiliciteit, toxiciteit, persisterend vermogen en de mogelijkheid tot atmosferisch transport hebben bijgedragen tot de beruchte reputatie van deze BFRs en hebben zelfs geleid tot een ban van de PBDE technische mengsels in alle applicaties bestemd voor de Europese markt (BSEF 2008).

Experimenteel De methode gebruikt voor extractie en opzuivering van de stalen werd eerder uitvoerig beschreven en gevalideerd (Voorspoels et al. 2003). Na Soxhlet extractie werden de stalen opgezuiverd op aangezuurde silica en achteraf geïnjecteerd in een GC-MS systeem in electron capture negative ionizatie (ECNI) modus. HBCD concentraties werden mbv GC-MS bepaald en dus de gerapporteerde HBCD concentraties zijn representatief voor de som van alle isomeren. De methode LOQs voor individuele PBDE congenen, totaal HBCD en TBBPA tijdens elke staalname sessie (herfst en lente) hadden een bereik tussen 0.15 – 1.50 ng/g vetgewicht (lw) voor eieren en tussen 0.02 – 0.20 ng/g drooggewicht (dw) voor vaste stalen (voeder, faeces en bodem). Stalen met concentraties onder LOQ werden als 0 berekend en dragen dus niet bij tot de totale contaminatie.

Resultaten en discussie

1) Concentraties in eieren van Belgische vrije uitloop kippen en discussie van de internationale context

Tabel 5.4 geeft een overzicht van PBDE en HBCD concentraties in gepoolde eieren, verzameld tijdens de lente en de herfst. TBBP-A was in alle stalen onder de methode LOQ (0.2 ng/g lw).

Tabel 5.4: Concentraties van BFRs in 10 gepoolde eistalen van herfst en lente campagnes.

ng/g lw	LOQ	Herfst (n = 10)				Lente (n = 10)			
		Mean	SD	Max	Det freq	Mean	SD	Max	Det freq
% lipiden		11.54	1.04	13.39	10	10.36	1.56	12.34	10
BDE 28	0.15	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 47	0.15	0.27	0.29	0.74	6	0.10	0.14	0.38	4
BDE 66	0.15	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 100	0.15	0.16	0.22	0.67	5	0.02	0.05	0.15	1
BDE 99	0.15	0.33	0.28	0.93	8	0.11	0.16	0.42	4
BDE 85	0.15	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 154	0.15	0.13	0.15	0.44	5	0.03	0.08	0.26	1
BDE 153	0.15	0.22	0.18	0.55	8	0.15	0.27	0.84	4
BDE 183	0.15	0.30	0.60	1.94	5	0.29	0.76	2.45	3
BDE 197	0.25	0.08	0.26	0.82	1	< LOQ			0
BDE 203	0.25	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 196	0.25	0.04	0.13	0.40	1	< LOQ			0
BDE 209	1.50	1.98	2.55	8.34	6	7.07	12.5	31.0	3
Sum PBDEs		3.51	4.01	13.3	8	7.77	12.5	32.2	5
HBCD	0.40	6.55	19.4	62.0	3	8.52	12.6	39.3	8

Herfst. Twee van de tien eieren (WB1 en LB1) bevatten noch PBDEs, noch HBCD contaminatie. Som PBDEs ligt tussen <LOQ – 13.3 ng/g lw, terwijl HBCD contaminatie minder frequent voorkomt met enkel drie van tien stalen met concentraties tussen <LOQ - 61.8 ng/g lw. Congeneren 28, 66 en 85 kunnen in geen enkele staal gedetecteerd worden.

BDE 209 is de meest abundante congener in stalen waar de concentratie boven LOQ ligt, in de overige stalen zijn congenen 99 > 47 > 153 > 154 > 100 > 183 het meest abundante in afnemende volgorde. PBDE en HBCD concentraties zijn niet gecorreleerd, wat wijst op een verschillende oorsprong.

Lente. Eén op tien stalen bevat noch PBDE, noch HBCD contaminatie (WB1). HBCD kan in meer stalen (8 op 10) gedetecteerd worden, maar in lagere concentratie dan in de herfst (bereik 0 – 39.3 ng/g lw). Geen outliers werden gedetecteerd, in tegenstelling tot de herfst sessie (Tabel 5.4). In de lente kon in vijf stalen geen PBDEs gedetecteerd worden, terwijl dit enkel het geval was voor twee stalen in de herfst. Gemeten concentratieslagen echter wel hoger, met som PBDEs tussen <LOQ - 32.2 ng/g lw. Zoals in de herfststalen, als BDE 209 aanwezig is, dan is deze het meest abundant (10.8 – 31 ng/g lw), zo niet, dragen congenen 47, 99, 153 en 183 het meeste bij tot de totale contaminatie. Ook nu kon er geen correlatie tussen PBDE en HBCD concentraties gezien worden met staal VB4 als meest gecontamineerd met PBDEs en staal L3 met HBCDs.

Seizoensgebonden variatie. Het aantal stalen met gedetecteerde PBDEs was lager in de lente dan in de herfst, maar de gemeten concentraties lagen wel hoger. PBDE patronen waren gelijkend. BDE 209 was echter niet steeds aanwezig in concentraties boven LOQ wat wijst op zeer specifieke emissiebronnen die overeenkomen in de lente en de herfststalen. Voor HBCD is het omgekeerde waar. Meer stalen gaven een positief resultaat in de lente dan in de herfst maar telkens in lagere concentraties. Hieruit kunnen we afleiden dat er ofwel een seizoensafhankelijk gebruik van deze producten optreedt of dat ze een verschillend precipitatiepatroon volgen afhankelijk van de weersomstandigheden.

Tabel 5.5. Vergelijking van PBDE concentraties in eieren (deze studie) met andere landen.

Land	% lipiden	BDE 47 (ng/g lw)	Som PBDEs (ng/g lw)	Som PBDEs	Ref
Spain	/	/	0.53	47, 99, 153, 154, 183	Bocio et al. 2003
USA	11.5	0.20	0.62	47, 99, 100, 153, 154, 183	Schechter et al. 2006
Sweden	10.2	0.14	0.41	47, 99, 100, 153, 154	Darnerud et al. 2006
Belgium	10.0	/	1.00	28, 47, 99, 100, 153, 154 and 183	Voorspoels et al. 2007
Belgium	11.5	0.27	1.41	47, 99, 100, 153, 154, 183	Deze studie: herfst stalen
Belgium	11.5	0.14	0.70	47, 99, 100, 153, 154, 183	Deze studie: lente stalen

Vergelijk met andere studies. Tabel 5.5 toont dat PBDE concentraties in eieren van andere landen vergelijkbare concentraties bevatten. We merkten op dat stalen van de herfstcollectie meer gecontamineerd zijn en beter overeenkomen met waarden eerder gerapporteerd in een VS studie (Schechter et al. 2006), terwijl concentraties in de lentestalen iets lager zijn en beter overeenkomen met waarden eerder gerapporteerd in Europa (Voorspoels et al. 2007; Darnerud et al. 2006; Bocio et al. 2003). PBDE profielen zijn weinig veranderd sinds 2003 wanneer Boccio et al. (2003) als meest abundante congenen BDE 47 > BDE 99 > BDE 153 en BDE 154 opsomde. Ook deze stelling wordt door dit onderzoek gesteund.

2) *Oorsprong van BFR contaminatie in Belgische vrije uitloop eieren: bodem en keukenafval* Tabellen 5.6 en 5.7 geven een overzicht van PBDE en HBCD concentraties in bodem en keukenafval, respectievelijk verzameld tijdens herfst en lente. De belangrijkste blootstellingsroutes van kippen worden verondersteld om voeding en bodem te zijn. Merk op dat enkel keukenafval en geen ander kippenvoer in deze studie werd opgenomen.

Herfst. Enkel vijf vrijwilligers gaven keukenafval aan hun kippen (zes stalen). Twee van de vijf stalen waren niet gecontamineerd (Tabel 5.6). HBCD kon in geen van de stalen gedetecteerd worden. Som PBDEs had een bereik tussen <LOQ – 5.5 ng/g dw. Als BDE 209 gedetecteerd werd, waren volgende congenere het meest abundant BDE 209 > BDE 183 > BDE 197 in dalende volgorde. Als BDE 209 onder de detectielimiet lag waren volgende congenere BDE 183 > BDE 197 het meest abundant.

Alle bodemstalen bevatten PBDEs (bereik 0.1 – 20 ng/g dw) en enkel zes op tien stalen bevatten HBCD (bereik <LOQ – 2.0 ng/g dw) (Tabel 5.7). Staal A2 en WV1 waren duidelijk meer gecontamineerd met PBDEs dan de overige stalen met een som van 20 en 10 ng/g dw. In beide stalen droeg BDE 209 meest toe tot de totale contaminatie. Er werd geen correlatie gezien met HBCD, waar de hoogste concentratie in staal VB4 gezien werd (2.0 ng/g dw). TBPP-A was in alle stalen onder de methode LOQ (0.2 ng/g dw).

Tabel 5.6: PBDE concentraties in keukenafval stalen van herfst en lente campagnes.

ng/g dw	LOQ	Herfst (n = 6)				Lente (n = 5)			
		Mean	SD	Max	Det freq	Mean	SD	Max	Det freq
BDE 28	0.02	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 47	0.02	0.02	0.01	0.07	3	0.02	0.02	0.0	3
BDE 66	0.02	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 100	0.02	0.01	0.01	0.02	1	< LOQ			0
BDE 99	0.02	0.02	0.01	0.07	2	0.01	0.02	0.0	2
BDE 85	0.02	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 154	0.02	0.01	0.02	0.04	2	< LOQ			0
BDE 153	0.02	0.09	0.20	0.39	2	0.03	0.04	0.10	2
BDE 183	0.03	0.64	1.49	2.85	2	0.14	0.31	0.69	2
BDE 197	0.03	0.29	0.72	1.39	2	0.05	0.11	0.25	1
BDE 203	0.03	0.08	0.20	1.38	2	0.01	0.03	0.07	1
BDE 196	0.03	0.10	0.23	0.44	2	0.02	0.04	0.08	1
BDE 209	0.20	0.20	0.12	1.21	1	0.33	0.58	1.33	2
Sum PBDEs		1.5	2.8	5.5	3	0.6	0.7	1.4	3
HBCD	0.10	< LOQ			0	0.1	0.1	0.3	1

Lente. Vijf keukenafval stalen werden geanalyseerd. Enkel een staal was niet gecontamineerd. HBCD werd enkel in 1 staal teruggevonden en dit in lage concentratie (0.29 ng/g dw) (Tabel 5.6). Som PBDEs lag tussen <LOQ – 1.4 ng/g dw. Er kon geen consequent patroon gevonden worden wat betreft de congeneerdistributie in keukenafval stalen.

Tabel 5.7: PBDE concentraties in bodemstalen van herfst en lente campagnes.

ng/g dw	LOQ	Herfst (n = 10)				Lente (n = 10)			
		Mean	SD	Max	Det freq	Mean	SD	Max	Det freq
BDE 28	0.02	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 47	0.02	0.18	0.90	1.65	9	0.05	0.06	0.05	10
BDE 66	0.02	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 100	0.02	0.05	0.28	0.51	3	0.01	0.02	0.05	1
BDE 99	0.02	0.25	1.36	2.49	10	0.03	0.06	0.20	7
BDE 85	0.02	< LOQ			0	< LOQ			0
BDE 154	0.02	0.02	0.11	0.20	2	0.00	0.01	0.02	1
BDE 153	0.02	0.04	0.15	0.28	5	0.03	0.03	0.07	6
BDE 183	0.03	0.07	0.14	0.28	8	0.05	0.07	0.19	8
BDE 197	0.03	0.05	0.10	0.21	10	0.01	0.03	0.10	1
BDE 203	0.03	0.01	0.04	0.08	2	0.00	0.01	0.04	1
BDE 196	0.03	0.02	0.07	0.14	3	0.00	0.01	0.04	1
BDE 209	0.20	2.44	2.13	19.4	7	0.70	1.63	4.98	2
Sum PBDEs		3.4	5.2	20	10	0.9	1.9	5.4	10
HBCD	0.10	0.3	0.2	2.0	6	1.7	2.5	6.6	9

Alle bodemstalen bevatten PBDEs (bereik <LOQ - 5.4 ng/g dw) en 9 op 10 stalen bevatten HBCD (bereik <LOQ – 6.6 ng/g dw). Staal A2 en WV1 waren opnieuw duidelijk het meest gecontamineerd met PBDEs dan de overige stalen met een som van 5.4 en 2.7 ng/g dw. In beide stalen was BDE 209 het meest abundante congeneer. Er werd geen correlatie

waargenomen tussen de PBDE en HBCD contaminatie waar de hoogste concentratie in staal VB4 (6.6 ng/g dw) gedetecteerd werd. TBBP-A was in alle stalen onder de methode LOQ (0.2 ng/g dw).

Seizoensgebonden variatie. PBDEs konden in alle stalen gedetecteerd worden onafhankelijk van het seizoen. Concentraties in de herfststalen lagen licht hoger dan in de lente. Dit in tegenstelling tot HBCD concentraties die licht lager waren in de herfst.

3) *Blootstellingsroutes: combinatie van BFR concentratie in faeces met de andere matrices*
Herfst. Alle faecesstalen bevatten PBDEs (bereik 3.8 – 43 ng/g dw) terwijl slechts 5 op 10 stalen HBCD bevatten in een concentratiebereik <LOQ – 24 ng/g dw. BDE 183 > 197 > 209 waren de meest abundante congenen in afnemende volgorde. Opnieuw kan geen correlatie waargenomen worden tussen PBDE en HBCD contaminatie. Staal A2 bevat de hoogste PBDE waarde, met een factor 10 hoger dan de minst gecontamineerde staal (3.8 ng/g dw), terwijl staal VB4 de hoogste HBCD concentratie bevat met een factor 200 hoger dan de minst gecontamineerde staal (0.1 ng/g dw). TBBP-A was in alle stalen onder de methode LOQ (0.2 ng/g dw).

Lente. Bijna identieke contaminatie patronen werden gezien in de lente en herfst faecesstalen. Meer stalen bevatten HBCD (7 op 10) in de lente dan in de herfst (vijf op tien) maar in lagere concentraties (bereik <LOQ – 11.3 ng/g dw) met VB4 als meest gecontamineerde staal. BDE 153, BDE 183 en BDE 197 waren de meest abundante congenen, BDE 209 werd gezien maar in mindere mate. TBBP-A was in alle stalen onder de methode LOQ (0.2 ng/g dw).

Algemene opmerkingen

Ten eerste lijken de eieren en de faecesstalen telkens meer gecontamineerd te zijn dan de voeder- en bodemstalen, wat wijst op de aanwezigheid van een andere blootstellingsroute dan voeding. Blootstelling aan een zwaar vervuilde bodem kan niet de enige verklaring zijn omdat deze waarden niet gecorreleerd zijn met de concentraties in eieren of faeces. Desondanks merken we wel op dat de aanwezigheid van hoger gebromeerde producten zoals BDE 153, 183 en 209 in bodem of voeder stalen in zeker mate de aanwezigheid BDE 209 in faeces kunnen voorspellen (geen garantie voor eieren) omdat deze producten slecht in kleine mate geabsorbeerd worden in het maagdarmsstelsel. Het omgekeerde is waar voor de lager gebromeerde BDEs (47, 99 en 100) waar de waarden in voeder en bodem beter indicaties zijn voor de aanwezigheid in eieren (geen garantie voor faeces). Betere absorptie van deze congenen in het maagdarmsstelsel kunnen hiervoor een verklaring zijn. Hetzelfde kan opgemerkt worden voor HBCD waar concentraties in de bodem eerder een voorspellende waarde hebben voor concentraties in eieren dan in faeces.

Als we de contaminatieprofielen in eieren, faeces, voeder en bodemstalen van alle locaties verzameld in de herfst vergelijken, dan vallen er enkele zaken op. BDE 153 en 183 vertonen een zeer gelijkaardig contaminatie profiel. Beide congenen zijn het meest abundant in faeces en locaties LB1 > A2 > WB1 zijn het meest gecontamineerd in afnemende volgorde. Dit wijst op een identieke opname, metabolisatie en excretie voor beide congenen. Ze vertonen niet alleen een gelijkaardig gedrag maar ook de contaminatiebron is waarschijnlijk identiek. Zulk gelijkaardig gedrag kan niet gezien worden bij andere congenen, zoals BDE 47 en BDE 209. BDE 47 is het meest abundant in eieren met locaties WV1 > H5 > VB4 > N2 als meest gecontamineerd in afnemende volgorde. Opmerkelijk, bodemstalen van locatie WV1 zijn 2 maal hoger gecontamineerd dan de eieren. Dit zien we enkel in deze locatie, wat raar is, gezien de hoge graad van persistentie van deze congener de welke dus eerder hoge concentraties zal vertonen in biotische stalen. Waarschijnlijk bevat de bodem in deze regio veel biotische resten ofwel werd recent een biotische meststof gebruikt. De aanwezigheid van

BDE 209 was niet afhankelijk van een bepaalde matrix, geen opmerkelijke voorkeur kon gedetecteerd worden. De meer beslissende factor in aanwezigheid van BDE 209 lijkt eerder de nabijheid van emissiebronnen te zijn omdat alle stalen genomen op locatie A2 hoger gecontamineerd zijn, onafhankelijk van de matrix. Hetzelfde geldt voor locatie WV1, maar in mindere mate.

5.4 Gefluoreerde chemicaliën en PCB metabolieten in eieren

5.4.1 Gefluoreerde chemicaliën (PFOS en PFOA)

De chemische en thermische stabiliteit van polygefluoreerde chemicaliën (PFAS) hebben geleid tot hun integratie, voornamelijk als polymeren, in talrijke producten zoals glijmiddelen, adhesieven, waterafstotend middel, en papier deglaag, als in geneesmiddelen, insecticiden en vuurbestendig schuim (Houde et al. 2006). PFAS werden wereldwijd gedetecteerd in water, vis, vogels, zoogdieren, en mensen (Houde et al. 2006). Het is algemeen erkend dat PFAS persistenten in het milieu; huidig zijn er nog geen data bekend over mogelijke biodegradatie van deze componenten. Ze bezitten zowel hydrofiele als hydrofobe eigenschappen. De analyse van perfluoroverbindingen in eieren gebeurt volgens een eerder gevalideerde methode (Van de Vijver et al. 2003, 2004), waar kleine modificaties werden aangebracht, zoals beschreven in Powley et al. (2005).

Resultaten: PFOs en PFOA werden niet gedetecteerd < 10 ng/g versgewicht in elke eistaal (n = 20, 2 staalname campagnes).

5.4.2 PCB metabolieten

Na metabolisatie van xenobiotica ontstaan vaak meer polaire metabolieten door enzym-gemedieerde insertie van zuurstof of zwavel in de molecule. Biotransformatie van PCBs resulteert in de vorming van hydroxy-(OH-) en MeSO₂-gesubstitueerde PCB metabolieten (Letcher et al. 2000). De identificatie van MeSO₂-PCBs als neutrale, bioaccumulerende PCB metabolieten, hebben geleid tot het besef dat deze metabolieten wel degelijk in biota kunnen weerhouden worden omwille van hun fysicochemische eigenschappen. De analyse van PCB-metabolieten in eieren gebeurde volgens gevalideerde methodes voor MeSO₂-PCBs (Chu et al. 2002) en HO-PCBs (Covaci et al. 2006; Jaspers et al. 2008).

MeSO₂-PCBs: Volgende MeSO₂-PCBs werden geanalyseerd 3- en 4-MeSO₂-CB 52, 3- en 4-MeSO₂-CB 87, 3- en 4- MeSO₂-CB 101, 3- en 4- MeSO₂-CB 110, 3- en 4- MeSO₂-CB 132, 3- en 4-MeSO₂-CB 149. LOQ was 0.10 ng/g lw.

HO-PCBs: Volgende HO-PCBs werden geanalyseerd en volgende LOQs werden bekomen: 4-HO-CB 107 (LOQ: 0.6 ng/g lw), 3-HO-CB 153 en 4-HO-CB 146 (LOQ: 0.5 ng/g lw), 4-HO-CB 187 en 4-HO-CB 193 (LOQ: 0.4 ng/g lw).

Resultaten:

1. MeSO₂-PCBs waren niet aanwezig in concentraties boven de LOQ in alle eieren. Dit stemt overeen met de vorming van < 1% MeSO₂-PCBs in vogels (Verreault et al., 2005). De hoogste concentratie van de som van 7 PCBs in de onderzochte eieren bedroeg 350 ng/g vetgewicht (staal VB4 - 1st campagne), met veel lagere concentraties van PCB 52 en PCB 101, welke verantwoordelijk zijn voor de vorming van MeSO₂-PCBs metabolieten. Tijdens de tweede sessie lagen PCB concentraties lager dan in de herfst.

2. HO-PCBs waren niet aanwezig in concentraties boven de LOQ in alle eieren. Dit stemt overeen met de vorming van < 1% of HO-PCBs in vogels (Verreault et al., 2005) en met hun preferentiële accumulatie in bloed/lever. We besluiten dat eieren geen geschikte matrix zijn om aanwezigheid van deze producten na te gaan.

5.5 Mycotoxinen

Mycotoxines zijn secundaire metabolieten die voornamelijk door de schimmels *Penicillium*, *Fusarium*, *Aspergillus* en *Alternaria* geproduceerd worden, zowel tijdens de groei van landbouwgewassen als tijdens hun stockage onder slechte omstandigheden. De geanalyseerde mycotoxines zijn deoxynivalenol (DON), zijn metaboliet de-epoxy-DON (DOM-1), zearalenone (ZEA) en zijn metabolieten α - en β - zearalenol (α -ZOL en β -ZOL), ochratoxine A (OTA) en citrinine (CIT).

DON werd in aantoonbare hoeveelheden teruggevonden in 10 eistalen gespreid over beide seizoenen (Tabel 5.8). De gehalten varieerden van 2.6 tot 17.9 ng/g. Sporen van DON (< 2 ng/g) werden teruggevonden in 7 stalen. DOM-1 was slechts kwantificeerbaar in 3 stalen in het najaar van 2006 en in 1 staal in het voorjaar van 2007. In de zes stalen keukenafval (of andere voeders van lokale oorsprong) die beschikbaar waren, werden in vijf gevallen sporen van DON gevonden (< 60 μ g/kg), terwijl één staal (H5) 1230 μ g DON/kg bevatte (in dit geval, tarwe granen gebruikt als voeder). De eieren van deze locatie bevatten 4.9 ng DON/g en geen detecteerbare hoeveelheden DOM-1 in de herfst, terwijl tijdens de lentecampagne grotere contaminaties werden gevonden (17.9 ng DON/g en 23.7 ng DOM-1/g). Waarschijnlijk is DON deels biologisch omgevormd tot het minder toxische DOM-1 na een landurige blootstelling van de kippen, aan DON.

Geen enkel eistaal bevatte aantoonbare hoeveelheden ZEA, α -ZOL of β -ZOL. Sporen van één of meerdere van deze mycotoxines werden gevonden in 9 herfststalen en in 3 lentestalen. In geen enkel staal werden sporen van OTA of CIT gevonden.

Tabel 5.8: Concentraties aan DON en DOM-1 (ng/g) in particuliere kippeneieren, verzameld tijdens het najaar van 2006 en het voorjaar van 2007.

Staal	Najaar		Voorjaar	
	DON (ng/g)	DOM-1 (ng/g)	DON (ng/g)	DOM-1 (ng/g)
VB4	3.3	ND	Spoor	ND
OV3	ND ^a	ND	Spoor	ND
WV1	Spoor ^b	ND	5.4	ND
LB1	Spoor	4.8	6.5	ND
A2	ND	4.3	5.0	ND
WB1	2.6	ND	Spoor	ND
H1	7.5	ND	3.7	ND
H5	4.9	ND	17.9	23.7
N2	Spoor	2.4	ND	ND
L3	Spoor	ND	2.9	ND
Gemiddelde ^c \pm SD	2.3 \pm 2.3	1.2 \pm 2.0	4.5 \pm 5.2	2.4 \pm 7.5
Mediaan ^c	2.0	0	3.0	0
Min-max	2.6 – 7.5	0 – 4.8	0 – 17.9	0 – 23.7

^a: ND, niet-detecteerbaar (DON & DOM-1 concentratie < 0.6 ng/g).

^b: spoor (0.6 ng/g \leq DON & DOM-1 concentratie < 2.0 ng/g)

^c: het gemiddelde en de mediaan zijn berekend waarbij niet-detecteerbare hoeveelheden gelijkgesteld werden aan nul en spoorhoeveelheden gelijkgesteld werden aan 1.3 ng/g (= (0.6+2.0)/2)

6. MODELISATIE EN STUDIE VAN MECHANISMEN VOOR OPNAME

Kijlstra en medewerkers verzamelden eieren, grond en regenwormen op bioboerderijen met legkippen met vrije uitloop (Kijlstra, 2004; Kijlstra et al., 2007). Met het dioxinegehalte in en gegevens over inname van grond, commercieel voeder, groenvoer en regenwormen, reconstrueerde Kijlstra (2004) het totale dioxinegehalte in eieren. Aangezien de data verzameld door Kijlstra overeenkwamen met de gegevens verzameld in deze studie, kon dit mechanistisch model op onze data worden toegepast. Het model werd gebruikt en gevalideerd met de dioxinemetingen in eieren, bodem en keukenafval. Aangezien de dioxinegehalten slechts gemeten werden in bodem en keukenafval van 10 geselecteerde locaties, werd het model slechts aan deze 10 eistalen getoetst. Daarnaast werd het model, mits de nodige aanpassingen, ook toegepast op de Pb data afkomstig uit alle locaties. Er bestaan geen transfermodellen voor DDT (en aanverwanten) omdat er geen duidelijke en specifieke bron is voor DDT contaminatie in eieren.

Op basis van concentraties van dioxines (C_i ; PCDD/F in pg TEQ/ g⁻¹; via GC-HRMS analyse) in verschillende matrices (commerciële voeding, grond, ...) en de inname (I_i in g dag⁻¹dag⁻¹) van de matrices werd de hoeveelheid dioxines die per dag werd opgenomen in het spijsverteringsstelsel van de kip, berekend. Deze totale hoeveelheid werd vermenigvuldigd met de fractie aan dioxines die vanuit het spijsverteringsstelsel in het vet van eieren terechtkomt (F_i) en gedeeld door de hoeveelheid vet (in ei) dat per dag wordt gevormd (P_{vet} ; g_{vet} dag⁻¹). Het model kan mathematisch geformuleerd worden als

$$C_{\text{dioxines, eivet}} \text{ (pg TEQ g}^{-1}\text{ vet)} = \sum_i \frac{C_i \cdot I_i \cdot F_i}{P_{\text{vet}}} \quad (1)$$

De input data voor het model zijn beschreven in Tabel 6.1. De dagelijkse inname van grond werd berekend op basis van de bedekkingsgraad van de bodem in de kippenren, namelijk

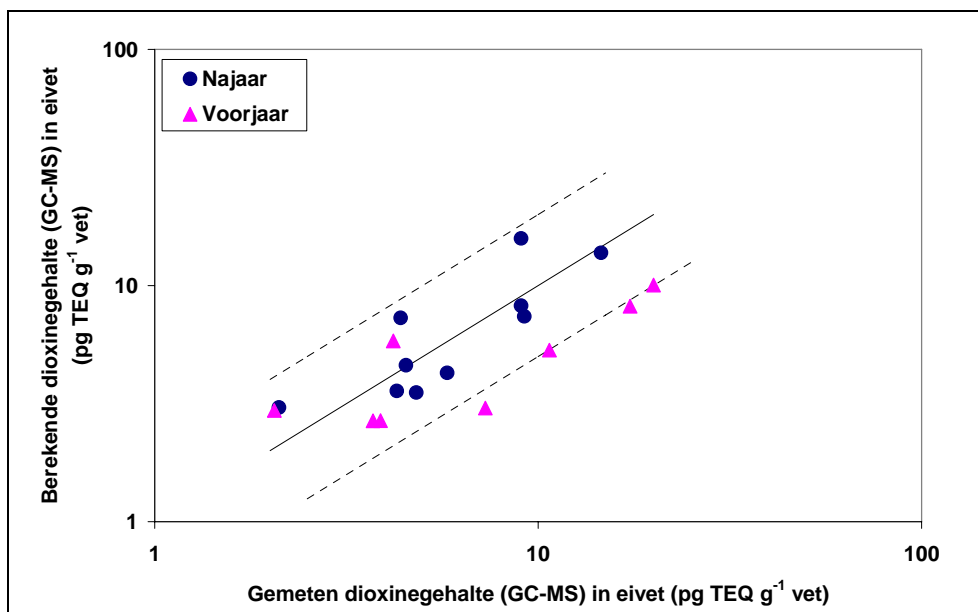
0 - <20% bodembedekking	⇒	30 g inname
20 - <50% bodembedekking	⇒	25 g inname
50 - <75% bodembedekking	⇒	20 g inname
75 - <90% bodembedekking	⇒	15 g inname
90 - <100% bodembedekking	⇒	10 g inname
100% bodembedekking	⇒	5g inname

Op basis van de inputgegevens uit Tabel 6.1 en vergelijking (1) werd het dioxinegehalte in eivet berekend. Het model verklaarde 56% van de variatie in het dioxinegehalte in eieren (najaar 69%, voorjaar 67%). In het voorjaar werden de dioxinegehalten in eieren grotendeels onderschat maar in het najaar lagen de voorspelde waarden zeer dicht bij de gemeten waarden (Figuur 6.1). Voor alle stalen was de bodem de belangrijkste bron van dioxines, 12 tot 78% van het dioxinegehalte in het vet van eieren was te wijten aan grondinname. Daarna volgden groenvoeder met een bijdrage van 5-33% en keukenafval (2-27%). Commercieel voeder leverde een bijdrage van 1-30% aan het dioxinegehalte in eivet en het eten van wormen en insecten leverde een bijdrage van 5-25%. Uiteraard bevat de berekening nog een aantal beperkingen:

- de hoeveelheid en de samenstelling van keukenafval varieert van dag tot dag,
- het dioxinegehalte in groenvoeder is afhankelijk van de locatie maar is niet gemeten,
- de hoeveelheid groenvoeder die door de kippen wordt opgenomen is variabel, sommige eigenaars geven veel grasmaaisel aan hun kippen, anderen weinig,
- het aantal wormen/insecten dat gegeten wordt is afhankelijk van het seizoen, de scharrelruimte per kip, de bedekkingsgraad van de ren, ...

Tabel 6.1: Input data voor het dioxine transfermodel en voor het lood transfermodel.

	Parameter	Bron	Waarde gebruikt in	
			dioxinemodel	loodmodel
Dagelijkse eivetproductie	P_{vet}	Gilbert (1971) + gemeten gewicht eieren + legritme	individueel	-
Dagelijkse eiproductie	W_{ei}	gemeten gewicht eieren + legritme	-	individueel
Commercieel voeder	I_i	vragenlijst	individueel	individueel
	C_i	European Commission, 2000 Harcz et al., 2007	0.1 pg TEQ/kg	52 µg/kg
	F_i	Stephens et al., 1995	25%	-
	$F_{i-bloed}$	James et al., 1985; Blake et al., 1983; Heard & Chamderlain, 1983; Oomen et al., 2002	-	5%
	$F_{bloed-ei}$	Trampel et al., 2003	-	20%
Keukenafval	I_i	vragenlijst	individueel	individueel
	C_i	gemeten of gemiddelde van metingen	individueel of 0.12 pg TEQ/kg (najaar) 0.13 pg TEQ/kg (voorjaar)	individueel of 87 µg/kg (najaar) 53 µg/kg (voorjaar)
	F_i	Stephens et al., 1995	25%	-
	$F_{i-bloed}$	James et al., 1985; Blake et al., 1983; Heard & Chamderlain, 1983; Oomen et al., 2002	-	5%
	$F_{bloed-ei}$	Trampel et al., 2003	-	20%
Groenvoeder	I_i	European Commission, 2000	7 g dw/dag	7 g dw/dag
	C_i	-European Commission, 2000 -databank CODA	1.2 pg TEQ/g	1.92 mg/kg (voorjaar) 1.08 mg/kg (najaar)
	F_i	Stephens et al., 1995	25%	-
	$F_{i-bloed}$	James et al., 1985; Blake et al., 1983; Heard & Chamderlain, 1983; Oomen et al., 2002	-	5%
	$F_{bloed-ei}$	Trampel et al., 2003	-	20%
Bodem	I_i	zie tekst	individueel	individueel
	C_i	gemeten	individueel, gemiddelde waarde van staalname in herfst en lente	individueel, gemiddelde waarde van staalname in herfst en lente
	F_i	Van Eijkeren et al., 2006	14%	-
	$F_{i-bloed}$	Ruby et al., 1999; Oomen et al., 2002	-	3%
	$F_{bloed-ei}$	Trampel et al., 2003	-	20%
Wormen/insecten	I_i	European Commission, 2000	20 g/dag	20 g/dag
	C_i	- Kijlstra et al., 2007 - compilatie bioaccumulatiefactoren + Pb concentratie in bodem	0.6 pg TEQ	individueel
	F_i	Stephens et al., 1995	25%	-
	$F_{i-bloed}$	James et al., 1985; Blake et al., 1983; Heard & Chamderlain, 1983; Oomen et al., 2002	-	5%
	$F_{bloed-ei}$	Trampel et al., 2003	-	20%



Figuur 6.1: Berekend versus gemeten dioxinegehalte in het vet van eieren. Het dioxinegehalte werd gemeten via GC-MS. De berekening van grondinname is gebaseerd op het percentage bodembedekking in de kippenren. De volle lijn duidt de 1:1 lijn aan, de stippellijnen duiden een factor 2 afwijking ten opzichte van de 1:1 lijn aan.

Op basis van het transfermodel voor dioxines, werd een transfermodel voor lood ontwikkeld. Het is eveneens gebaseerd op de dagelijkse inname van verschillende matrices (I_i) en de concentratie aan Pb hierin (C_i). Voor de opname in het lichaam en de transfer naar het ei werd er een extra compartiment voorzien, namelijk bloed. Er zijn immers geen gegevens beschikbaar over het percentage van Pb in voedsel dat uiteindelijk in eieren terechtkomt. Er zijn echter voldoende gegevens over percentages van Pb in voedsel en bodem dat via het spijsverteringsstelsel in het bloed terechtkomt. Het model kan mathematisch geformuleerd worden als

$$C_{ei} (\mu\text{g kg}^{-1}) = \sum_i (C_i \cdot I_i \cdot F_{i-\text{bloed}} \cdot F_{\text{bloed-ei}}) / W_{ei} \quad (2)$$

De input data voor het lood transfermodel zijn eveneens beschreven in Tabel 6.1

Op basis van de inputgegevens uit Tabel 6.1 en vergelijking (2) werd het Pb-gehalte in eieren berekend. Voor ongeveer 60% van de eieren werd het Pb-gehalte binnen een factor 5 van de gemeten waarde berekend. Het merendeel van de Pb concentraties (~85%) werd te hoog ingeschat. Vooral wanneer de Pb concentratie in eieren laag was ($\leq 25 \mu\text{g kg}^{-1}$) kon het model deze lage concentratie niet berekenen. Voor de twee seizoenen samen verklaarde het model slechts 26% van de variatie in het loodgehalte in eieren (24% in het najaar en 27% in het voorjaar). Een simpele lineaire regressie tussen Pb in eieren en in bodem verklaarde 32% van de variatie in het loodgehalte in de eieren in het najaar en 18% in het voorjaar. Het model voor Pb op basis van inname van verschillende matrices draagt dus weinig bij tot een beter begrip van de opname van Pb in eieren.

De bodem was de belangrijkste bron van Pb in de eieren, zowel via directe inname (62-89%) als via de inname van wormen (9-23%). Commercieel voeder, keukenafval en groenvoer leverden slechts een bijdrage van maximaal 4, 2.7 en 18% aan het Pb-gehalte in eieren. Het

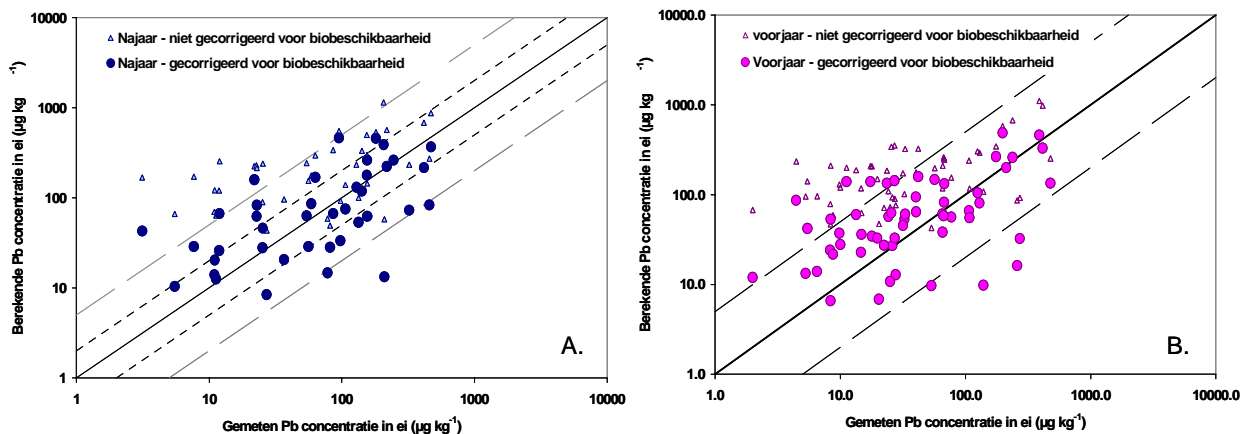
gehalte aan Pb in eieren is waarschijnlijk overschat door een te grote bijdrage van Pb uit de bodem. Mogelijk is de mobilisatie van Pb uit de bodem overschat. Wanneer echter voor alle data een kleinere $F_{b\text{-bloed}}$ wordt gebruikt verandert dit niets aan de voorspellende kracht (*predictive power*) van het model. Hoewel het geweten is dat verschillen in Pb mobilisatie in mensen en testdieren te wijten zijn aan verschillen in Pb speciatie in bodems (Chaney et al., 1988), is er hiervoor nog geen mathematische relatie afgeleid. De speciatie van Pb in de bodem is afhankelijk van de pH. Naarmate de pH daalt komt er meer Pb terecht in de bodemoplossing en is het bijgevolg makkelijker beschikbaar voor opname door bv. aardwormen (Ma, 1982). De verdeling van Pb over de vaste fase in de bodem en het poriewater wordt beschreven via de distributiecoëfficiënt K_D ($K_D = [Pb]_{\text{totaal}}/[Pb]_{\text{poriewater}}$). Sauvé et al. (2000) hebben een compilatie gemaakt van meer dan 70 studies en daaruit een model afgeleid dat de K_D voor Pb relateert aan de bodem pH:

$$\log(K_D) = 0.37 \text{ pH} + 0.44 \log([Pb]_{\text{totaal}}) + 1.19 \quad R^2 = 0.56 \quad (3)$$

Om te testen of pH-afhankelijke speciatie een invloed zou kunnen hebben op het Pb-gehalte in eieren hebben we, op basis van het model van Sauvé et al. (2000; vergelijking (3)), de Pb concentratie in alle poriewaters berekend en een correctiefactor afgeleid die een maat is voor de verschillen in Pb beschikbaarheid tussen de verschillende bodems:

$$\text{correctiefactor} = [Pb]_{\text{poriewater } i} / [Pb]_{\text{poriewater max}}$$

Deze correctiefactor werd toegepast op de hoeveelheid Pb die via de bodem en via de inname van wormen in het spijsverteringstelsel terecht komt. Door deze correctie werden de Pb concentraties in eieren beter voorspeld, in het bijzonder de lage Pb concentraties in eieren (Figuur 6.2A & B). Voor de twee seizoenen samen verklaarde het model met de correctie voor beschikbaarheid 31% van de variatie in het loodgehalte in eieren (36% in het najaar en 27% in het voorjaar). De correctiefactor geeft slechts een relatief verschil tussen de biobeschikbaarheid van Pb in de geanalyseerde bodems aan en kan niet beschouwd worden als een absolute waarde voor de Pb beschikbaarheid. Nochtans toont de correctie aan dat er wel degelijk een verschil is in opname van Pb in het spijsverteringstelsel dat gerelateerd is aan bodemeigenschappen.



Figuur 6.2: Berekende versus gemeten Pb concentratie in eieren in het najaar (A) en het voorjaar (B). De data die niet gecorrigeerd zijn voor beschikbaarheid van Pb (zie ook Fig. 11.3) zijn weergegeven met open symbolen, de gecorrigeerde data zijn weergegeven met gesloten symbolen.

7. RISICOEVALUATIE VOOR DE CONSUMENT

7.1 Aan de hand van de volledige dataset

Berekeningsmethodes

Voor de blootstellingsschatting werd een eenvoudig model gebruikt waarbij de consumptiegegevens per gezin (beschikbaar via de enquêtes) werden vermenigvuldigd met de contaminatiegegevens gemeten in de eieren van dat zelfde gezin. Hiervoor waren de volgende data beschikbaar:

1. voor de herfst- en lentecampagne: data van 37 onderzochte gezinnen,
2. enkel voor de herfstcampagne: data van 3 onderzochte gezinnen,
3. enkel voor de lentecampagne: data van 19 onderzochte gezinnen.

Zo werd een idee verkregen van de distributie van de contaminantinname over de gezinnen heen. Voor deze gezinnen waarvoor data van beide campagnes beschikbaar waren ($n=37$), werd het gemiddelde genomen voor beide campagnes. Om de berekende contaminantinname te kunnen vergelijken met de drempelwaarden voor toxiciteit was het noodzakelijk de inname te delen door het lichaamsgewicht, daar de drempelwaarden gerapporteerd werden per kg lichaamsgewicht.

Bij de bovenstaande procedure was het noodzakelijk enkele veronderstellingen te maken:

1. Het gewicht van de geconsumeerde eieren was niet gekend. Op basis van het document 'Maten en gewichten' (Belgian Health Council, 2005) werd een gewicht van 50 g per ei verondersteld. Het gewicht van de eistalen was in de herfstcampagne gemiddelde 48.9 ± 4.44 g voor 40 gezinnen, en voor de lentecampagne 51.3 ± 6.30 g voor de 59 gezinnen.
2. Daar de concentratie van sommige contaminanten uitgedrukt was per gram vet, was het nodig een veronderstelling te maken over de hoeveelheid vet per gram ei. Op basis van diëtistenexpertise werd 0.098 g vet per g ei verondersteld (NEVO Foundation, 2001).
3. Het lichaamsgewicht van de consumenten was niet gekend. Daarom werd een gemiddeld lichaamsgewicht van 65 kg verondersteld (als gemiddelde voor zowel mannen als vrouwen).

Voor de risicobeoordeling werden de resultaten van de blootstellingsschatting vergeleken met toxicologische grenswaarden voor inname van contaminanten (bv. TDI: *tolerable daily intake* of TWI: *tolerable weekly intake*).

Resultaten

- *Consumptiedata*

De gemiddelde consumptie van eieren bij de 59 gezinnen was 2.84 (± 1.34) eieren per week (of 20.28 g ei/dag) met een minimum van 0.5 (3.57 g ei/dag) en een maximum van 7 eieren per week (50 g ei/dag) (in het gezin met code LX5).

Wanneer we dit vergelijken met de resultaten van de Belgische nationale voedselconsumptiepeiling (gegevens verzameld in 2004), zien we dat de gemiddelde gebruikelijke inname (97.5^e percentiel) van eieren in de algemene Belgische bevolking van 15 jaar en ouder 10.0 (31.9) g ei/dag bedraagt (De Vriese et al., 2006). De gemiddelde eiconsumptie bij de deelnemende gezinnen in het CONTEGG-project ligt dus gemiddeld twee keer zo hoog als de gemiddelde eiconsumptie voor Belgische volwassenen.

▪ *Sporenelementen*

Onderstaande tabel (Tabel 7.1) geeft voor de deelnemende personen de inname van de beschouwde sporenelementen weer. Om tot deze inname te komen werd enkel eiconsumptie als bron van sporenelementen beschouwd. De andere levensmiddelen in het dieet zijn dus buiten beschouwing gelaten. Ook de toxicologische grenswaarden voor inname worden vermeld. De innames worden uitgedrukt in dezelfde eenheid als deze van de toxicologische grenswaarde. De Mn- en Cu-concentraties zijn enkel in de herfstcampagne gemeten en dus zijn er slechts gegevens voor 40 gezinnen beschikbaar. De andere elementen zijn in beide campagnes gemeten.

Tabel 7.1: De inname van sporenelementen (gemiddelde, SD en verschillende percentielen), alsook de toxicologische grenswaarden voor inname (ref-waarde)

	Mn	Cu	Zn	Se	Co	Ni
	µg/kg bw/d	mg/kg bw/d	mg/d	mg/d	µg/kg bw/d	µg/kg bw/d
N	40	40	59	59	59	59
Gemiddelde	0.23	0.0003	0.4143	0.0054	0.0022	0.0073
SD	0.14	0.0001	0.2271	0.0036	0.0015	0.0041
P50	0.19	0.0002	0.3660	0.0040	0.0020	0.0060
P90	0.44	0.0004	0.7900	0.0120	0.0045	0.0130
P97.5	0.70	0.0005	1.0313	0.0148	0.0075	0.0193
Ref-waarde	140 ¹	0.14 ²	25 ³	0.30 ⁴	1.4 ⁵	50 ⁶

	As	Mo	Cd	Sb	Tl	Pb	Hg
	µg/kg bw/d	µg/kg bw/d	µg/kg bw/week	µg/kg bw/d	µg/kg bw/d	mg/kg bw/week	µg/kg bw/week
N	59	59	59	59	59	59	59
Gemiddelde	0.0082	0.0303	0.0015	0.0001	0.0005	0.0001	0.0087
SD	0.0055	0.0209	0.0011	0.0003	0.0008	0.0003	0.0093
P50	0.0070	0.0220	0.0010	0.0000	0.0000	0.0000	0.0060
P90	0.0155	0.0600	0.0030	0.0010	0.0015	0.0005	0.0175
P97.5	0.0258	0.1008	0.0055	0.0010	0.0030	0.0010	0.0468
Ref-waarde	1.00 ⁷	10.0 ⁸	7 ⁹	4 ¹⁰	-	0.025 ⁹	5 ⁹

N: aantal gezinnen; SD: standaarddeviatie; P50, P90 en P97.5: 50^e, 90^e, 97.5^e percentiel

¹ Referentie: <http://www.epa.gov/iris/subst/0373.htm>

² Referentie: http://iter.ctcnet.net/publicurl/pub_view_12_non.cfm?crn=7440%2D50%2D8&type=NCO

³ Referentie: (EU Directorate-General Health and Consumer Protection, 2003)

⁴ Referentie: (EU Directorate-General Health and Consumer Protection, 2000)

⁵ Referentie: http://iter.ctcnet.net/publicurl/pub_view_12_non.cfm?crn=7440%2D48%2D4&type=NCO

⁶ Referentie: http://iter.ctcnet.net/publicurl/pub_view_12_non.cfm?crn=12035%2D72%2D2&type=NCO

⁷ Referentie: http://iter.ctcnet.net/publicurl/pub_view_12_non.cfm?crn=7440%2D38%2D2&type=NCO

⁸ Referentie: http://iter.ctcnet.net/publicurl/pub_view_12_non.cfm?crn=7439%2D98%2D7&type=NCO

⁹ Referentie: (EU Directorate-General Health and Consumer Protection, 2004)

¹⁰ Referentie: http://iter.ctcnet.net/publicurl/pub_view_12_non.cfm?crn=7440%2D36%2D0&type=NCO

Zoals uit tabel 7.1 kan worden afgeleid, zijn alle innames erg laag ten opzichte van de referentiewaarden. Dit kan deels verklaard worden omdat enkel eiconsumptie als bron van

contaminanten in rekening werd gebracht. Eiconsumptie maakt ten slotte slechts een beperkt deel uit van het totale dieet, zelfs bij een subgroep van de populatie met een gemiddeld dubbel zo hoge eiconsumptie dan de gemiddelde consumptie van Belgische volwassenen. Bovendien zijn in de literatuur geen indicaties dat – kwantitatief gezien - eieren belangrijke bronnen zijn voor de beschouwde sporenelementen. Voor arseen en kwik bijvoorbeeld zijn vooral vis en zeevruchten belangrijke bronnen, voor cadmium en lood zijn dit eerder groenten en graanproducten. De grenswaarden gelden voor een inname via het totale dieet en niet enkel via eieren. Daarom werden de resultaten vergeleken met de resultaten van twee Europese ‘Total Diet Studies’ (Leblanc et al., 2005; Ysart et al., 2000) die innames van sporenelementen via eieren rapporteerden (Tabel 7.2).

Tabel 7.2: Vergelijking van de gemiddelde innameschattingsresultaten voor sporenelementen via eiconsumptie met waarden uit twee Europese ‘Total Diet Studies’ (Leblanc et al., 2005; Ysart et al., 2000)

	Mn	Cu	Zn	Se	Co	Ni	
	mg/d	mg/d	mg/d	mg/d	µg/d	µg/d	
Contegg	0.0146	0.0168	0.4143	0.0054	0.14	0.48	
UK	-	0.0090	0.18	0.0030	-	0.24	
FR	0.0000	0.0100	0.18	0.0006	0.07	0.70	

	As	Mo	Cd	Sb	Tl	Pb	Hg
	µg/d	µg/d	µg/d	µg/d	µg/d	µg/d	µg/d
Contegg	0.53	1.97	0.014	0.008	0.035	1.102	0.081
UK	0.01	0.00	0.010	-	-	0.040	0.020
FR	0.13	1.22	0.010	0.010	-	0.180	0.060

Deze vergelijking toont aan dat de resultaten van deze studie hoger liggen dan wat in de UK en Frankrijk werd bekomen, met uitzondering van nikkel (in Frankrijk werd een hogere inname bekomen). Enerzijds zal dit te wijten zijn aan een hogere eiconsumptie bij de onderzochte populatie in deze studie. Bij de *Total Diet Studies* gaat het immers om de gemiddelde Frans- en Engelsman en niet om een specifieke populatie die zelf thuis eieren produceert. Anderzijds zal het verschil ook te wijten zijn aan een hogere concentratie van sporenelementen aangezien het hier om eieren van huishoudelijke productie gaat en niet om commerciële eieren. Dit werd immers aangetoond door de resultaten van een vroegere studie waarbij de concentratie aan sporenelementen werd vergeleken tussen eieren van privé huishoudelijke productie en eieren van commerciële bedrijven (Van Overmeire et al., 2006). Met uitzondering van molybdeen lagen alle concentraties hoger bij de eieren van huishoudelijke productie. Bij de elementen lood, kwik, cobalt en thallium lag dit zelfs 2 tot 6 keer hoger.

▪ *Vetoplosbare contaminanten*

Tabel 7.3 geeft de inname weer voor de inname van de beschouwde vetoplosbare contaminanten, nl.:

- PCDD/Fs (CALUX-meting),
- som van indicator PCBs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180), en
- som van DDT/DDE/DDD (o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE en p,p'-DDE).

Opnieuw werd enkel de eiconsumptie beschouwd als bron van deze contaminanten en werden alle andere levensmiddelen buiten beschouwing gelaten.

Tabel 7.3: De inname van enkele vetoplosbare contaminanten (gemiddelde, SD en verschillende percentielen), alsook de toxicologische grenswaarden voor inname (ref-waarde)

	PCDD/F's - CALUX (pg TEQ/kg bw/week)	PCB's (ng/kg bw/dag)	DDT/D/E (ng/kg bw/dag)
N	59	59	59
Gemiddelde	1.19	0.99	14.00
SD	0.91	1.28	47.86
P50	0.95	0.53	1.85
P90	2.55	2.34	26.44
P97.5	4.08	6.27	209.59
Ref-waarde	14 *	20 [§]	10000 [§]

N: aantal gezinnen; SD: standaarddeviatie; P50, P90 en P97.5: 50^e, 90^e, 97.5^e percentiel

*: Referentie (Scientific Committee on Food, 2001); Deze referentiewaarde geldt voor de som van PCDD/F's en dioxineachtige PCBs.

[§]: Referentie: <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm#10.0>

[§]: Referentie: http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v00pr03.htm#_00032000

De referentiewaarde voor dioxines en PCBs wordt enkel ter illustratie weergegeven. De PCDD/F CALUX waarden kunnen nl. niet met de toegestane wekelijkse inname (TWI) vergeleken worden aangezien de CALUX waarden, bekomen in deze studie, geen bijdrage van de dioxineachtige PCBs bevatten. De referentiewaarde voor de PCBs geldt voor alle PCBs terwijl de PCB waarden uit deze studie de som van de 7 indicator PCBs voorstellen.

Voor de drie beschouwde groepen contaminanten ligt de gemiddelde inname eerder laag ten opzichte van de referentiewaarde.

Echter, er zijn in het dagelijkse voedingspatroon nog veel andere levensmiddelen aanwezig die een bron zijn van deze contaminanten en die bij deze innameschatting niet in rekening werden gebracht. Voor dioxineachtige componenten zijn dit vooral vis en zeevruchten (gemiddeld 25–43% van de totale inname), vetstoffen (gemiddeld 22–25% van de totale inname) en zuivelproducten (gemiddeld 17–20% van de totale inname) (Bilau et al., 2008). Voor DDT en afbraakproducten zijn vlees, vis, kip en graanproducten de belangrijkste bronnen.

Wanneer de andere levensmiddelen ook als bron in beschouwing zouden worden genomen, is een overschrijding van de norm wel reëel, vooral in het geval van dioxineachtige componenten. Daarom werd voor de dioxineachtige componenten getracht een simulatie te maken van de inname via het totale dieet: hierbij werd de inname van dioxineachtige contaminanten via ei uit de algemene bevolking vervangen door de inname van de in dit project bestudeerde gezinnen (LET OP het gaat hier wel over de HRGC-HRMS-resultaten (zie verder), in tegenstelling tot de data die hoger werden vermeld, bekomen met de CALUX-methode).

Om deze innameschatting via het totale dieet uit te voeren, werden de consumptiegegevens van de biomonitoringstudie van het Steunpunt Milieu en Gezondheid (2002-2006) gebruikt (Bilau et al., 2008). In deze studie werd de inname van dioxineachtige componenten via dierlijk vet van verschillende bronnen geschat voor drie verschillende leeftijdsgroepen van de Vlaamse bevolking: 1636 adolescenten (14–15 jaar), 1186 moeders (18–44 jaar) en 1586 volwassenen (50–65 jaar). De consumptiegegevens werden bekomen via een semi-kwantitatieve voedselfrequentielijst ingevuld door de deelnemers. Om de inname te berekenen werden de consumptiegegevens gecombineerd met recente concentratiegegevens van PCDD/F's en dioxineachtige PCB's, gemeten aan de hand van de CALUX-methode, in

levensmiddelen beschikbaar op de Belgische markt (deze data werden door het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV) ter beschikking gesteld). In deze studie werd door de moeders en de adolescenten gemiddeld 8 g ei per dag geconsumeerd. Voor de volwassenen was dit gemiddeld 10 g voor de mannen en 7 g voor de vrouwen. Deze studie toonde aan dat eieren bijdroegen tot de totale inname van dioxineachtige componenten voor 5%, 5%, 3%, respectievelijk bij de adolescenten, moeders en volwassenen.

Binnen het huidige project werd de geschatte inname van dioxineachtige contaminanten via de consumptie van eieren, afkomstig van privé gehouden kippen, gecombineerd met de inname van dioxineachtige stoffen via de rest van het dieet uit de biomonitoringsstudie. Aangezien de richtwaarde voor dioxineachtige contaminanten is bepaald voor de som van dioxines (PCCDs), furanen (PCDFs) en dioxineachtige PCBs, werden deze analyses uitgevoerd op basis van metingen, uitgevoerd met HR GC-HRMS, bij slechts 10 gezinnen. Op basis van deze GC-MS-resultaten werd een inname bekomen voor totale dioxineachtige componenten via eiconsumptie variërend tussen 0.60 en 12.34 pg TEQ/kg bw/week, met een gemiddelde van 3.50 TEQ/kg bw/week. De resultaten die bekomen worden voor het scenario dat het totale dieet tracht te weerspiegelen, worden in tabel 7.4 samengevat.

Tabel 7.4: De inname van dioxineachtige componenten via het totale dieet scenario enerzijds met commerciële eieren en anderzijds met eieren uit huishoudelijke kweek en de bijhorende hogere consumptie (TDI = 2pg TEQ/kg bw/d)

		Inname dioxineachtige componenten - met commerciële eieren (pg TEQ/kg bw/d)	Inname dioxineachtige componenten - met huishoudelijk geproduceerde eieren (pg TEQ/kg bw/d)
adolescenten (14-15)	Mediaan	2.24	2.64
adolescenten (14-15)	P95	3.61	4.93
vrouwen (18-40)	Mediaan	2.09	2.53
vrouwen (18-40)	P95	4.26	4.64
volwassenen (50-65)	Mediaan	1.74	2.20
volwassenen (50-65)	P95	3.53	3.97

P95: 95^e percentiel

Deze resultaten tonen aan dat de totale inname van dioxineachtige componenten verhoogt wanneer mensen hun eigen huishoudelijk geproduceerde eieren consumeren.

De inname van deze gezinnen via eieren zal hoger liggen door de hogere consumptie en de hogere concentratie. Een voorstudie heeft immers aangetoond dat de concentratie van dioxineachtige componenten in eieren van huishoudelijk productie hoger ligt dan deze in commerciële eieren (Van Overmeire et al., 2006; FAVV, 2002).

Voor DDT en zijn afbraakproducten was het niet mogelijk een gelijkaardige innameschatting uit te voeren via het totale dieet door een gebrek aan concentratiegegevens in andere levensmiddelen op de Belgische markt. Wel werd een vergelijking gemaakt met resultaten van andere Europese studies (tabel 7.5).

Tabel 7.5: Innameresultaten van DDT en zijn afbraakproducten via ei voor verschillende Europese landen

	Inname via ei (ng/d)	% van de totale inname via ei	Referentie
Contegg-studie (mediaan)	120.25	-	-
Zweden	18.4	4.00	(Darnerud et al., 2006)
Polen *	89.95	1.08	(Galassi et al., 2007)
Duitsland *	10.24	0.57	(Galassi et al., 2007)

* Enkel pp'DDE is in beschouwing genomen

Tabel 7.5 toont aan dat de inname van DDT en zijn afbraakproducten via de consumptie van huishoudelijk gekweekte eieren hoog blijkt te zijn in vergelijking met de resultaten van Zweden en Duitsland (Darnerud et al., 2006; Galassi et al., 2007). In Zweden bleek vis de belangrijkste bron te zijn (49% van de totale inname) gevolgd door vlees (16%). In Duitsland en Polen bleken graanproducten de belangrijkste bron te zijn van pp'DDE (99% in Polen en Duitsland).

- *conclusies*

Voor sporenelementen: Ondanks het feit dat zowel de consumptie van eieren als de concentratie van sporenelementen in deze eieren duidelijk hoger liggen in vergelijking met enerzijds de consumptie door de algemene bevolking en anderzijds de contaminantconcentraties in commerciële eieren, kunnen we besluiten dat de innames van de beschouwde sporenelementen via de consumptie van eieren van eigen huishoudelijke productie niet zullen leiden tot gezondheidsrisico's.

Voor dioxineachtige contaminanten ligt de inname via het totale dieet sowieso voor bijna helft van de populatie boven richtwaarde. Na consumptie van huishoudelijk geproduceerde eieren is deze inname nog hoger. Dit zou een reden kunnen zijn om consumptie van dergelijke eieren af te raden.

Voor DDT en zijn afbraakproducten is het moeilijk een besluit te formuleren omdat er gebrek is aan concentraties aanwezig in andere levensmiddelen. De mediane inname via eieren is erg laag in vergelijking met de toegelaten dagelijkse inname. Maar vergeleken met andere resultaten van inname via eieren in Europese landen liggen de resultaten bekomen in deze studie hoog.

7.2 Aan de hand van de gedetailleerde dataset (10 gezinnen)

Vermits deze studie ook informatie verstrekt over de gehalten aan contaminanten en de consumpties van eieren (enquêteformulieren) voor 10 individuele gezinnen, werd er ook een innameschatting berekend voor elk van deze gezinnen. Bij deze inschatting werd er rekening gehouden met een gemiddeld lichaamsgewicht van 79.1 kg voor mannen en 66.7 kg voor vrouwen (National Institute of Statistics, 2008), met een gemiddeld gewicht van 51 g per ei en met een vetgehalte van 0.11 g per ei (gemiddeld gewicht herfst-lente). De waarden, die voortkomen uit deze specifieke aanpak zijn voorgesteld in Tabel 7.6

Gebruik makend van de dataset van HRGC-HRMS totale TEQ waarden werd de gemiddelde TEQ inname voor beide seizoenen door consumptie van de eieren door de privékeukers berekend voor mannen en vrouwen Voor bepaalde gezinnen draagt deze

consumptie bij tot een aanzienlijk deel van de toegestane wekelijkse inname (TWI) van 14 pg TEQ/kg bw.

Synthese voor alle contaminanten

In Tabel 7.7 wordt de blootstelling van de 10 gezinnen aan dioxineachtige componenten, DDTs, lood en DON samengevat.

Voor de 10 vermelde gezinnen bedragen de hoogste innames, enkel via consumptie van eigen eieren, 79 % van de TWI van dioxines en dioxine-achtige PCBs, 3.52 % van de PTWI van DDT en zijn afgeleiden en, tenslotte, 2.31 % van de PTWI van lood. Voor de andere contaminanten zijn de maximale innames lager of gelijk aan 1 % van de richtwaarde. Ofschoon deze gegevens gebaseerd zijn op een zeer beperkt aantal gegevens en daarom allicht moeten beschouwd worden als een *worst case* situatie, verdienen ze zeker onze aandacht.

Tabel 7.6: De inname van PCDD/Fs plus dl-PCBs via de consumptie van zelfgeproduceerde eieren voor tien verschillende Belgische families (gemiddelde waarden voor twee verschillende seizoenen).

Familie (aantal eieren/week)	Inname van PCDD/Fs plus dl-PCBs (pg TEQ/kg lw/week)	
	Mannen	Vrouwen
VB4 (2)	10.1	12.0
OV3 (2)	0.9	1.1
WV1 (2)	3.1	3.7
LB1(2)	1.1	1.3
A2 (2)	3.8	4.5
WB1 (2)	0.6	0.7
H1 (3)	6.0	7.1
H5 (4)	3.5	4.1
N2 (6)	2.4	2.8
L3 (3)	1.1	1.3
gemiddelde	3.3	3.9
Mediaan	2.7	3.3
percentiel 95	8.3	9.8

Tabel 7.7: Samenvatting van de blootstellingschatting voor 10 gezinnen (gemiddelde blootstelling voor beide seizoenen en beide geslachten).

Staal	Dioxines + dl-PCBs (% TWI)	DDT/DDE/DDD (% PTDI)	Pb (% PTWI)	DON (% PTWI)
VB4	79	0.03	1.40	0.04
OV3	7	3.52	0.37	0.01
WV1	24	0.03	1.32	0.07
LB1	9	0.03	0.13	0.08
A2	30	0.51	1.62	0.04
WB1	5	0.03	0.09	0.04
H1	47	0.13	2.25	0.17
H5	27	0.62	2.31	0.50
N2	19	0.02	0.20	0.04
L3	9	0.01	0.71	0.06
Gemiddelde	25	0.49	1.04	0.11
Mediaan	21	0.03	1.01	0.05
Maximum	79	3.52	2.31	0.50

TWI: tolerable weekly intake, PTDI: provisional tolerable daily intake, PTWI: provisional tolerable weekly intake.

8. MAATREGELEN EN HAALBAARHEID

Naar aanleiding van het risico voor de volksgezondheid, werd in deze studie gestreefd naar de formulering van maatregelen ter vermindering van de contaminatie van eieren en van het risico hieraan verbonden, met de focus op dioxineachtige contaminanten. Deze voorstellen werden eveneens beoordeeld op hun haalbaarheid. Hierbij werd echter niet ingegaan op maatregelen die een aanpak van contaminanten aan de bron vereisen, met name het reduceren van historische en toekomstige vervuiling van onze omgeving door onder ander de industrie. De nadruk werd gelegd op maatregelen die particuliere kippenhouders kunnen treffen ter beheersing van het contaminantgehalte in eieren.

In een eerste fase werden er maatregelen ter vermindering van de contaminatie in eieren van particuliere, huishoudelijke kweek naar voren geschoven. Een analyse van de effectiviteit van deze maatregelen vielen buiten de doelstelling van dit project. In de tweede fase werd, aan de hand van een gestandaardiseerde enquête uitgevoerd over heel België, gepeild naar de perceptie en het gedrag van particuliere kippenhouders met als doel een beeld te krijgen over:

- 1) het beheer van kippen bij particulieren,
- 2) hun bewustzijn met betrekking tot contaminatie van hun eieren,
- 3) hun houding tegenover mogelijke maatregelen, en
- 4) hun houding tegenover verschillende communicatiekanalen m.b.t. de problematiek

Volgende maatregelen ter vermindering van de contaminatie in vrije uitloop eieren bij particulieren werden naar voren geschoven. Zij hebben allen voornamelijk tot doel de opnamen van grond door de kippen (geofagie) tijdens het scharrelen te verminderen.

M1. Beperking scharreltijd

Een logisch gevolg van een beperking van de scharreltijd zou een verminderde grondopname zijn. Deze maatregel vereist dat de kippenhouder het aantal uren waarop de kippen buiten kunnen scharrelen bepaalt, in plaats van ze hierin de volledige vrijheid te geven.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren

Nadelen

1. De kippen zullen aan vrijheid moeten inboeten
2. De kippenhouder zal meer tijd en werk moeten steken in het 'beheer' van zijn kippen
3. Wanneer het kippenhok te klein wordt geacht om de kippen er voornamelijk binnen te laten zitten, vraagt deze maatregel ook infrastructurele aanpassingen. Dit kan kosten met zich meebrengen

M2. Voldoende oppervlakte/kip

Wanneer men voldoende ruimte per kip voorziet, dan wordt de bodem minder sterk omgewoeld en geef je gras en andere (on)kruiden de kans om te groeien. Hiervoor wordt zo'n 10 tot 25m² per kip aangeraden. De bodembedekking zorgt er dan voor dat de kippen minder grond zullen opnemen.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren
- Meer ruimte voor iedere kip

Nadelen

- Kippen zijn sociale dieren die graag gezelschap hebben van enkele anderen. Indien het aantal kippen door deze maatregel wordt gereduceerd tot 2 of 1, betekent dit een vermindering van het 'sociale welzijn' voor de kippen
- Indien geopteerd wordt voor een uitbreiding van de oppervlakte van de kippenren, betekent dit dat men aan ruimte moet inboeten voor bijvoorbeeld de tuin of aanliggende weide
- Een grotere kippenren vraagt meer onderhoud (bv.: gras maaien en onkruid verwijderen)
- Een uitbreiding van de kippenren kan kosten en werk met zich meebrengen (bv.: aankoop van kippendraad e.d.)

M3. Bevordering grasgroei

Deze maatregel is specifiek gericht naar het bevorderen van de grasgroei in de kippenren met als doel de opname van contaminanten via de grond te beperken. Dit kan men doen door één van de, of een combinatie van de volgende praktijken uit te voeren:

a. zaaien

Aangezien het gras voornamelijk in het beginstadium een kans moet krijgen om uit te groeien, zal men een gedeelte van de kippenren moeten afsluiten en deze pas weer laten belopen wanneer het gras volledig uitgedroeft is. Vervolgens kan het andere gedeelte ingezaaid worden. Bij voorkeur wordt een grastype of mengeling gebruikt dat snel groeit, zodat het zich makkelijk kan recupereren na het scharrelen (zoals een mengeling met Engels raaigras).

b. maaien en onkruid verwijderen

Eens het gras in een beginstadium de kans gekregen heeft om te groeien, moet deze groei blijvend gestimuleerd worden door het te maaien en onkruid te verwijderen.

c. modder en natte plekken vermijden

Modder en natte plekken moeten vermeden worden omdat, naast het feit dat deze plekken onhygiënisch zijn, daar nooit gras zal groeien en de kippen er dus rechtstreeks grond en regenwormen kunnen opnemen. Deze natte plekken kunnen bijvoorbeeld verwijderd worden door gebruik te maken van bodemdekkend materiaal of het inzaaien van nieuw gras.

d. bemesten

Indien het gras maar met moeite groeit, kan een 'boost' door extra bemesting soms helpen.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren
- Geeft een mooier en properder beeld van de kippenren

Nadelen

- Vraagt meer onderhoud (zaaien, maaien, onkruid verwijderen, ...)
- Kan extra kosten met zich meebrengen (kost van het zaaigoed...)

M4. Verhard oppervlak

Sommige kippenhokken zijn niet voorzien van een bodem, anders dan de aanwezige aarde. Kippen scharrelen ook in het kippenhok (zeker wanneer het voeder ook binnen gegeven wordt) en dus zou men er een verhard oppervlak moeten voorzien om de opname van aarde te voorkomen. Deze verharde oppervlakken kunnen bijvoorbeeld een betonnen vloer zijn (al dan niet bedekt met stro) of turf.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren
- Properder

Nadelen

- Kan extra kosten en werk met zich meebrengen (aankoop materiaal en installatie...)

M5. Overdekte voederplaatsen

In combinatie met de voorgaande maatregel is het aangewezen om het voeder, zowel het commerciële voeder als het keukenafval en het drinkwater, binnen in het kippenhok te voorzien of een extra plek te voorzien waar de kippen droog en niet rechtstreeks in de grond hun voeder kunnen opnemen. Op deze manier wordt vermeden dat de kippen veel tijd steken in het scharrelen tussen het keukenafval dat op de grond is gegooid en zodoende veel grond e.d. (on)rechtstreeks opnemen.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren

Nadelen

- Keukenafval in het kippenhok geven is vuil
- Het voeder lokt ongedierte in het kippenhok
- Kan een groter slaaphok vereisen. Indien uitbreiding noodzakelijk is, brengt dit kosten en werk met zich mee.

M6. Overdekte uitloop

Deze maatregel wordt voorgesteld naar analogie met het Duitse KAT-kwaliteitssysteem, waarbij duidelijke criteria worden vooropgesteld en gecontroleerd voor bedrijven met leghennen. Een overdekte buitenruimte, ook wel wintergarden genoemd, is een uitloop die verbonden is met de stal (hok) en overdag beschikbaar is voor de hennen. De bodem is er gewoonlijk bedekt met strooisel of verhard. Het klimaat is er zoals buiten, enkel is er geen regen door het beschermende dak.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren
- Hygiënischer

Nadelen

- Brengt extra kost en werk met zich mee (aankoop, installatie en onderhoud)

M7. Zandbak binnen

In feite hangt deze maatregel nauw samen met maatregel 1, waar men voorstelt om de kippen een beperkt aantal uren buiten te laten lopen. Om deze kippen dan toch de mogelijkheid te bieden om te scharrelen wanneer ze daar behoefte aan hebben, kan een zandbak binnen in het kippenhok voorzien worden.

Voordelen

- Vermindering van de contaminatiegraad van eieren

Nadelen

- Vereist een ruim binnenhok en eventueel de aankoop van een zandbak. Dus kan extra kosten en werk met zich meebrengen
- Kippen kunnen niet of nauwelijks meer in open lucht scharrelen

Naast het voordeel van een verwachte reductie in de contaminatiegraad, kunnen er voor de meeste maatregelen geen extra of uitermate belangrijke voordelen opgesomd worden. Integendeel, meestal zullen er meer of enkele nadelen volgen. Kippen worden niet alleen voor hun eieren gehouden, maar bijvoorbeeld voor de verwerking van het keukenafval, voor het behoud van bepaalde rassen of gewoon voor de gemakkelijke, maar leuke aanwezigheid van deze levendige en vriendelijke dieren. De nadelen houden vaak in dat aan deze andere redenen geraakt wordt. Wanneer gevraagd wordt om de kippen meer binnen te laten scharrelen en voor minder kippen per vierkante meter te zorgen, zullen ze meer binnen moeten zitten en minder bijdragen tot de kleur en de schoonheid in de tuin. Ofwel ligt de afvalverwerking moeilijker, omdat het minder evident is om binnen grote hoeveelheden GFT afval aan te bieden en bovendien worden hierdoor ook nog eens ratten en andere ongedierte aangetrokken in het kippenhok. Op deze manier zal ook de bewegingsvrijheid voor de kippen verminderd worden. Ook brengen de maatregelen extra kosten en onderhoud met zich mee. Aangezien deze kosten afhankelijk zijn van de beschikbare oppervlakte, het aantal kippen, de materiaalkeuze e.d., is het moeilijk om er concrete bedragen op te plakken.

Vervolgens werd getracht de houding en het gedrag van particuliere kippenhouders af te tasten. De populatie voor deze studie vormde de particuliere kippenhouders over heel België. De zoektocht naar mensen die vrijwillig deelnamen aan het onderzoek, gebeurde in twee fasen, waardoor twee subgroepen kunnen onderscheiden worden. De deelnemers aan de eerste fase van het experimentele gedeelte, de herfstcampagne in het najaar van 2006, werden later op de hoogte gebracht van de gehalten aan contaminanten in hun eieren. Deze groep behoort tot de '**bewuste**' groep. Een tweede groep van participanten werd in het najaar van 2007 bevraagd, zonder verdere deelname aan de chemische analyse van hun eieren en grond. Deze laatste groep behoort dus tot de '**onbewuste**' groep. Beide groepen moesten een vragenlijst invullen, met o.a. vragen over hun kennis omtrent contaminatie van eieren, de haalbaarheid en aanvaardbaarheid van maatregelen ter reductie van contaminatie, en hun houding tegenover communicatie m.b.t. de problematiek

In totaal namen **77** vrijwilligers deel aan de enquête, waarvan **33** participanten in de **bewuste** groep thuishoren en **44** participanten in de **onbewuste** groep. Aangezien het hier gaat over een beperkte steekproef, is deze steekproef weinig representatief voor de Belgische bevolking, maar geeft ze een eerste **indicatie** van perceptie en gedrag met betrekking tot contaminatie in eieren afkomstig van kippen gehouden door particulieren.

De meerderheid van de participanten (84%) was reeds vertrouwd met de term contaminatie, waarbij men meestal zowel aan bacteriële contaminatie (bv. Salmonella besmetting) als aan chemische polluenten denkt. Deze contaminatie heeft volgens hen steeds gevolgen voor de mens (76%), maar ook wel - zij het in mindere maten - voor de kippen (45%) en het ei (38%). Deze resultaten tonen dat er enige bezorgdheid bestaat over de gevolgen van contaminatie van eieren voor de mens.

In deze bewuste groep had reeds 21,2% van de participanten handelingen getroffen om de contaminatie van hun eieren te reduceren. 54,5% had niets ondernomen en 24,2% meent er in de toekomst iets aan te doen. De genomen maatregelen waren in grote mate analoog aan de voorgestelde maatregelen (grasgroei bevorderen door minder kippen te houden en de ren te onderhouden, kippen de toegang geven tot weide met gras, eten en drinken binnen geven). Er werden door de respondenten nog enkele maatregelen toegevoegd, zijnde de consumptie van eieren beperken of zelfs stopzetten, de kippenren bedekken met ongeveer 15 cm extra

ongecontamineerde aarde, en niet meer stoken in de kippenren. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat het verbranden van materiaal in eigen tuin reeds door wet is verboden.

Bij respondenten die **geen maatregelen** hebben **genomen** werd gevraagd naar de reden **waarom**. De volgende redenen werden aangehaald:

1. niet nodig, want geen contaminatie of de situatie is niet bedreigend
2. er valt niets aan te doen of wat zou ik er aan kunnen doen?
3. enige mogelijkheid is de kippen niet meer buiten laten lopen, maar dan zijn het geen scharrelkippen meer. Als dat echt noodzakelijk zou blijken te zijn, stop ik er mee
4. geen financiële of ruimtelijke mogelijkheid om bepaalde maatregelen uit te voeren, zoals de kippen binnen houden
5. kwaliteit eigen eieren blijft nutritioneel beter dan de commerciële eieren
6. achtergrondwaarden moeten aanvaard worden en heb je zelf niet in de hand
7. geen consumptie van eieren, bv kippenhouder omwille van het behoud van rassen en GFT verwerking

Indien geopteerd wordt om de particuliere kippenhouders aan te sporen om bepaalde maatregelen te treffen ter reductie van de contaminatie van eieren, zal ernaar gestreefd moeten worden om een zeer duidelijk beeld te scheppen wat het risico voor de consumenten van deze eieren precies is en dat particuliere kippenhouders er wel degelijk zelf iets aan kunnen doen. Bovendien moet gestreefd worden naar goedkope en kleinschalige maatregelen, zonder het welzijn van de kippen te schaden.

In tabel 8.1 wordt per maatregel weergegeven in welke mate iedere voorgestelde maatregel **haalbaar** bevonden werd. Hieruit blijkt dat de meeste participanten de volgende maatregelen wel haalbaar achten: voldoende oppervlakte per kip voorzien, een verharde of bedekte bodem in het kippenhok voorzien en het overdekt voederen van zowel commercieel voeder als het keukenafval. Een beperking van de scharreltijd wordt daarentegen helemaal niet haalbaar geacht. De overige maatregelen schipperen daar tussenin.

Tabel 8.1: haalbaarheid voorgestelde maatregelen

	haalbaarheid	%
M1	---	28,1
M2	+++	72,7
M3a	+	57,4
M3b	+	59,4
M3c	++	68,8
M3d	-	46,9
M4	+++	78,1
M5	+++	78,3
M6	-	46,9
M7	--	35,9

- M1 beperking scharreltijd
- M2 voldoende oppervlakte per kip
- M3 bevordering grasgroei
 - a. zaaien
 - b. maaien en onkruid verwijderen
 - c. modder en natte plekken
 - d. bemesten
- M4 verhard oppervlak
- M5 overdekte voederplaatsen
- M6 overdekte uitloop
- M7 zandbak binnen

Voldoende oppervlakte per kip voorzien vormt voor de meesten geen echt probleem, aangezien er in twee richtingen kan gewerkt worden: of er kunnen minder kippen gehouden worden wanneer een uitbreiding niet mogelijk of wenselijk is, of de oppervlakte van de kippenren kan uitgebreid worden. Vele participanten hebben reeds een verharde oppervlakte

in het kippenhok, indien dit nog niet gebeurd is, lijkt het geen probleem te zijn om daar even werk van te maken. Ook al wordt door de meeste participanten het keukenafval buiten gegeven, het voorstel om dit binnen in het kippenhok te doen, of tenminste op een droog en verhard stukje, wordt door de meesten zeker aanvaard, al zijn er enkele opmerkingen op aan te geven zoals hieronder wordt aangehaald.

Redenen voor het **niet** of in beperkte mate **haalbaar** zijn van de maatregelen zijn o.a. tijdsgebrek, plaatsgebrek, minder kippen sociaal niet aanvaardbaar en uitbreiden niet mogelijk, het laten groeien van gras zal toch niet lukken want het kippenren is te schaduwrijk, of de kippen scharrelen te hard en hygiënische redenen (het binnen voeder van keukenafval is te vuil en trekt ratten aan).

Er werd tevens gevraagd welke maatregelen men **vrijwillig** zou uitvoeren, indien zou blijken dat hun eieren gecontamineerd zouden zijn en indien het een vaststaand feit is dat de maatregelen ook effectief zijn. Deze resultaten bleken in grote mate consistent te zijn met deze van de haalbaarheid. Het enthousiasme voor maatregel twee (voldoende oppervlakte per kip) was iets geluwd en de argumenten tegen maatregel zes (overdekte uitloop) en maatregel zeven (zandbak binnen) waren meer uitgesproken negatief.

Vervolgens werd gevraagd hoe men zou reageren indien de overheid zou beslissen om één of enkele van deze maatregelen te verplichten. De resultaten worden getoond in Tabel 8.2, waarin de reacties opgedeeld zijn in drie kolommen: aanvaarden en uitvoeren, niet aanvaarden en voortdoen en niet aanvaarden en stoppen. Analooq aan de resultaten bekomen uit de haalbaarheid- en aanvaardbaarheidsstudie, komen de maatregelen 2 (voldoende oppervlakte per kip), 4 (verhard oppervlak) en 5 (overdekte voederplaats) naar voren als die maatregelen die zonder al te veel moeite uitgevoerd zouden worden. Daarentegen mag, voor maatregelen 1 (beperken scharreltijd), 6 (overdekte uitloop) en 7 (zandbak) geen enthousiasme verwacht worden. Er is echter geen maatregel die een uitgesproken reactie zoals ‘niet aanvaarden en voortdoen’ of ‘niet aanvaarden en stoppen’ teweeg brengt.

Tabel 8.2: Reactie op verplichting maatregelen

	Aanvaarden en uitvoeren		Niet aanvaarden en voortdoen		Niet aanvaarden en stoppen	
	reactie	%	reactie	%	reactie	%
M1	--	38,1	--	38,1	---	23,8
M2	+++	75,4	----	16,9	-----	7,7
M3a	++	64,7	---	27,9	-----	7,4
M3b	++	68,3	---	25,4	-----	6,3
M3d	+++	76,6	----	17,2	-----	6,3
M3e	++	60,3	--	33,3	-----	6,3
M4	++++	81,0	----	7,9	----	11,1
M5	+++	76,5	----	17,6	-----	5,9
M6	-	42,2	---	28,1	---	29,7
M7	-	40,6	---	26,6	--	32,8

- M1 beperking scharreltijd
- M2 voldoende oppervlakte per kip
- M3 bevordering grasgroei
 - a. zaaien
 - b. maaien en onkruid verwijderen
 - c. modder en natte plekken
 - d. bemesten
- M4 verhard oppervlak
- M5 overdekte voederplaatsen
- M6 overdekte uitloop
- M7 zandbak binnen

Het maximale bedrag dat men zou willen investeren voor het uitvoeren van eventuele maatregelen was gemiddeld 74,24€ (± 66,97), met een minimum van 0 en een maximum van 250€. Dit toont dat de bereidheid om grote uitgaven te doen gering is. Er werd benadrukt dat het hier gaat om een klein aantal kippen die voor het plezier gehouden worden (hobbykippen)

en die meer bieden dan enkel eieren. Overigens werd ook opgemerkt dat wanneer de overheid zou beslissen om de hobby kippenhouders te verplichten investeringen te doen, deze dan ook voor tegemoetkomingen zal moeten zorgen en een controleorgaan zal moeten opgestart worden.

De grote meerderheid van de deelnemers stond niet onverschillig tegenover de problematiek en wil graag verder op de hoogte gehouden worden over de problematiek van contaminatie bij eieren en over de mogelijke maatregelen die daartegen genomen kunnen worden. Brochures en een infosessies scoorden het best als informatiebron en werden als het meest effectief beschouwd, daarop volgde het internet en als laatste werden affiche, krant en radio bekomen. Bij een infosessie werd wel gesteld dat de gepaste data en locatie cruciaal zijn voor zijn effectiviteit. Voorts werd vaak benadrukt dat het type persoon of instituut die deze informatie verspreidt in feite de belangrijkste factor is die bepaald of men 'het nieuws' vertrouwt. Een artikel op de site van het federaal agentschap voor voedselveiligheid, is bijvoorbeeld veel betrouwbaarder dan een artikel op de site van een magazijn dat voederbakken of grasmatten verkoopt. De krant, radio en televisie zijn dan weer in het algemeen minder te vertrouwen, vaak omdat informatie soms door derden wordt geherinterpreteerd. Ander mogelijke betrouwbare informatiebronnen die vernoemd werden zijn (elektronische) nieuwsbrieven, wetenschappelijk magazines (EOS bv.), persoonlijk contact via email en telefoon en het rapport (feedback van deze resultaten).

Referenties

- Belgian Health Council, 2005. Maten en gewichten. Handleiding voor gestandaardiseerde kwantificering van voedingsmiddelen in België (Measures and weights. Manual for standardised quantification of food items in Belgium).
- Bilau M., Matthys C., Baeyens W., Bruckers L, De Backer G., Den Hond E., Keune H., Koppen G., Nelen V., Schoeters G., Van Larebeke N., Willems J., De Henauw S. (2008). Dietary exposure to dioxin-like compounds in three age groups: Results from the Flemish environment and health study, *Chemosphere* 70, 584.
- Blake K.C.H., Barbezat G.O., Mann M. (1983). Effect of dietary constituents on the gastrointestinal absorption of 203Pb in man. *Environ. Res.* 30, 182-187.
- Bocio A., Llobet J.M., Domingo J.L., Corbella J., Teixido A., Casas C. (2003). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in foodstuffs: Human exposure through the diet. *J Agric Food Chem* 51, 3191-3195.
- BSEF (2008). Bromine Science and Environmental Forum. www.bsef.com. Last accessed 1 september 2008.
- Covaci A., Bervoets L., Hoff P., Voorspoels S., Voets J., Van Campenhout K., Blust R., Schepens P. (2005) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in freshwater mussels and fish from Flanders, Belgium. *J Environ Monit* 7, 132-136.
- Chaney R.L., Mielke H.W., Sterrett S.B. (1988). In *Lead in soil: issues and guidelines*; Davies, B.E., Wixson, B.G., Eds. Science Reviews Limited: Northwood, U.K.; pp 105-129. ISBN 0-905927-92-3.
- Chu S.G., Covaci A., Haraguchi K., Schepens P. (2002). Optimized separation and determination of methyl sulfone metabolites of polychlorinated biphenyls (PCBs) and p,p'-DDE in biota samples. *Analyst*, 127, 1621-1626.
- Darnerud P.O., Atuma S., Aune M., Bjerselius R., Glynn A., Petersson K.G., Becker W. (2006). Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. *Food Chem Toxicol* 44, 1597-1606.
- Danyi S., Brose F., Maghuin-Rogister G., Scippo M.L. HPLC/UV-FLD method for the 15(+1) EU priority polycyclic aromatic hydrocarbons analysis in food supplements. *Analytica chimica acta* 2008.
- De Vos S., Verschueren D., De Schijver R. (2005). Digestibility, retention and incorporation of low-level dietary PCB content in laying hens. *Chemosphere* 58, 1553-1562.
- De Vriese S.R., Huybrechts I., Moreau M., Van Oyen H. (2006). *De Belgische Voedselconsumptiepeiling (The Belgian Food Consumption Survey)*.
- Diletti G., Ceci R., De Massis M., Scortichini G., Migliorati G. (2005). A case of eggs contamination by PCDD/Fs in Italy: Analytical levels and contamination source identification, *Organohalogen Compounds* 67, 1460.
- European Commission (2000). Scientific Committee on Animal Nutrition: Dioxin contamination of feedingstuffs and their contribution to the contamination of food of animal origin. European Commission Health and Consumer Protection Directorate-General.
- European Union (2001). *Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food*. 30 May 2001; Brussels: Scientific Committee on Food; available at: http://www.europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf.
- FAVV (2002). Aanwezigheid van dioxine in eieren van scharrelkippen bij particulieren, Advies 2002/35 van het Wetenschappelijk Committee: http://www.afsca.be/home/com-sci/avis02_nl.asp
- Furusawa N. (2002). Transferring and Distributing Profiles of p,p'-(DDT) in Egg-forming Tissues and Eggs of Laying Hens Following a Single Oral Administration. *Journal of Veterinary Medicine Series A* 49, 334-336.

- Galassi S., Bettinetti R., Neri, M.C., Falandys J., Kotecka W., King I., Lo S., Klingmueller D., Schulte-Oehlmann U. (2007). pp'DDE contamination of the blood and diet in central European populations. *Science of the Total Environment* In press.
- Gilbert, A.B. (1971). The egg: Its physical and chemical aspects. In: Bell, D.J., Freeman, B.M. eds. *Physiology and biochemistry of the domestic fowl*. Vol. 3. London, New York: Academic press. pp 1379-1399.
- Harcz P., De Temmerman L., De Voghel S., Waegeneers N., Wilmart O., Vromman V., Schmit J.-F., Moons E., Van Peteghem C., De Saeger S., Schneider, Y.-J., Larondelle Y., Pussemier L. (2007). Contaminants in organically and conventionally produced winter wheat (*Triticum aestivum*) in Belgium. *Food Additives and Contaminants* 24, 713-720.
- Harnly M., Petreas M., Flattery J., Goldman L. (2000). Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran contamination in soil and home-produced chicken eggs near pentachlorophenol sources. *Environ Sci Technol* 34, 1143.
- Hayward D., Nortrup D., Gardner A., Clower M. (1999). Elevated TCDD in chicken eggs and farm-raised catfish fed a diet with ball clay from a southern United States mine, *Environmental Research Section A* 81, 248.
- Harrad S., Hazrati S., Ibarra C. (2006). Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: Implications for human exposure. *Environ Sci Technol* 40, 4633-4638.
- Heard M.J., Chamberlain, A.C. (1983). Uptake of lead by humans and effects of minerals and food. *The Science of the Total Environment* 30, 245-253.
- Houde M., Martin J.W., Letcher R.J., Solomon K., Muir D.C.G. (2006). Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ Sci Technol* 40, 3463-3473.
- James H.M., Milburn M.E., Blair J.A. (1985). Effects of meals and meal times upon the uptake of lead from the gastrointestinal tract of humans. *Human Toxicology* 4, 401-407.
- Janak K., Covaci A., Voorspoels S., Becher G. (2005). Hexabromocyclododecane in marine species from the Western Scheldt Estuary: diastereoisomer- and enantiomer-specific accumulation. *Environ Sci Technol* 39, 1987-1994.
- Jaspers VLB., Dirtu A.C., Eens M., Neels H., Covaci A. (2008). Differential patterns of HO-PCBs and PCBs in predatory birds. *Environ Sci Technol* 42, 3465-3471.
- Johnsen A., Karlson U. (2007). Diffuse PAH contamination of surfaces soils: environmental occurrence, bioavailability, and microbial degradation. *Appl Microbiol Biotechnol* 76, 533-543.
- JRC. 2008 Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation. Carlon C, editor. EUR22805-EN, 1-306. 2008. European commission, Joint Research Centre, Ispra. Report.
- Kijlstra A. (2004). The role of organic and free range poultry production systems on the dioxin levels in eggs. Proceedings of the 3rd SAFO workshop 16-18 September 2004, Falenty, Poland, pages 83-90.
<http://www.safonetwork.org/publications/ws3/SAFO%20Master31.pdf>
- Kijlstra A., Traag W., Hoogenboom L. (2007). Effect of flock size on dioxin levels in eggs from chicken kept outside, *Poultry Science* 86, 2042.
- Leblanc J.C., Guerin T., Noël L., Calamassi-Tran G., Volatier J.L., Verger P. (2005). Dietary exposure estimates of 18 elements from the 1st French Total Diet Study. *Food Additives and Contaminants* 22, 624-641.
- Letcher R.J., Klasson-Wehler E., Bergman A. Methyl sulfone and hydroxylated metabolites of polychlorinated biphenyls. pp. 315-359. In: J. Paasivirta (ed.) *The handbook of environmental chemistry*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2000.
- Ma, W.C. (1982). The influence of soil properties and worm related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24, 109-119.
- National Institute of Statistics, 2008. http://statbel.fgov.be/figures/d25_fr.asp

- NEVO Foundation, 2001. Nederlands Voedingsstoffenbestand 2001 (Dutch Food Composition Table 2001). Den Haag.
- Oomen A.G., Hack A., Minekus M., Zeijdner E., Cornelis C., Schoeters G., Verstraete W., Van de Wiele T., Wragg J., Rompelberg C.J.M., Sips A.J.A.M., Van Wijnen J.H. (2002). Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environ Sci Technol* 36, 3326-3334.
- OVAM (2004). 'Wat pikt de kip? alles wat je moet weten over het houden van kippen.' **kip4**. 56 pp.
- Pirard C., Eppe G., Massart A., Fierens S., De Pauw E., Focant J. (2005). Environmental and human impact of an old-timer incinerator in terms of dioxin and PCB level: A case study, *Environ Sci Technol* 39, 4721.
- Pirard C., De Pauw E. (2007). Absorption, disposition and excretion of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in chicken. *Chemosphere* 66, 320–325.
- Pless-Mullooli T., Schilling B., Pöpke O., Griffiths N., Edwards R. (2001). Transfer of PCDD/F and heavy metals from incinerator ash on footpaths in allotments into soil and eggs, *Organohalogen Compounds* 51,48.
- Powley C.R., George S.W., Ryan T.W., Buck R.C. (2005). Matrix Effect-Free Analytical Methods for Determination of Perfluorinated Carboxylic Acids in Environmental Matrixes. *Anal Chem*, 77, 6353 - 6358.
- Pussemier L., Mohimont L., Huyghebaert A., Goeyens L. (2004). Enhanced levels of dioxins in eggs from free range hens; a fast evaluation approach, *Talanta* 63, 1273
- Ruby M.V., Schoof R., Brattin W., Goldade M., Post G., Harnois M., Mosby D.E., Casteel S., Berti W., Carpenter M., Edwards D., Cragin D., Chappell, W. (1999). Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environ Sci Technol* 33, 3697-3705.
- Sauvé S., Hendershot W., Allen, H.E. (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence of pH, total metal burden, and organic matter. *Environ Sci Technol* 34, 1125-1131.
- Schmid P., Gujer E., Degen S., Zennegg M., Kuchen A., Vütrich C. (2002). Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in food of animal origin. The Swiss dioxin monitoring program, *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50, 7482.
- Scientific Committee on Food, 2001. Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update based on new scientific information available since adoption of the SCF opinion of 22nd November 2000 .
- SCF, 2008. PAH- Occurrence in foods, dietary exposure and health effects. Background document to the opinion of the Scientific Committee on Food on the risk to human health of PAH in food. SCF/CS/CNTM/PAH/29 ADDI final. 2008. Report.
- Schechter A., Pöpke O., Harris T.R., Tung K.C., Musumba A., Olson J., Birnbaum L. (2006). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated PBDE dietary intake by age and sex. *Environ Health Persp* 114, 1515-1520.
- Schuler F., Schmid P., Schlatter C. (1997). The transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken, *Chemosphere* 34, 711.
- Stephens R.D., Petreas M.X., Hayward D.G. (1995). Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: chickens as a model for foraging animals. *The Science of the Total Environment* 175, 253-273.
- Trampel D.W., Imerman P.M., Carson T.L., Kinker J.A., Ensley S.M. (2003). Lead contamination of chicken eggs and tissues from a small farm flock. *J Vet Diagn Invest* 15, 418-422.
- Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A., Brunström B., Cook P., Feely M., Giesy J., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S., Kubiak T., Larsen C., van Leeuwen F., Liem A.K.D., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenk D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Waern F., Zacharewski T. (1998). Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives* 106, 775-792.
- Van den Steen E., Dauwe T., Covaci A., Jaspers V.L.B., Pinxten R., Eens M. (2006). Within- and among-clutch variation of organohalogenated contaminants in eggs of great tits (*Parus major*). *Environ Pollut* 144, 355-359.

- Van de Vijver K.I., Hoff P.T., Das K., Van Dongen W., Esmans E.L., Jauniaux T., Bouquegneau J.M., Blust R., De Coen W. (2003). Perfluorinated chemicals infiltrate ocean waters: link between exposure levels and stable isotope ratios in marine mammals. *Environ Sci Technol* 37, 5545-5550.
- Van de Vijver K.I., Hoff P.T., Das K., Van Dongen W., Esmans E.L., Siebert U., Bouquegneau J.M., Blust R., De Coen W. (2004). Baseline study of perfluorochemicals in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Northern Europe. *Mar Pollut Bull* 48, 992-997.
- Van Eijkeren, J.C.H., Zeilmaker, M.J., Kan, C.A., Traag, W.A. and Hoogenboom, L.A.P. (2006). A toxicokinetic model for the carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs. *Food Additives and Contaminants* 23, 509-517.
- Van Overmeire, I., Van Loco, J., Roos, P., Carbonnelle, S., Goeyens, L. (2004). Interpretation of CALUX results in view of the EU maximal TEQ level in milk. *Talanta* 63, 1241-124.
- Van Overmeire I., Pussemier L., Hanot V., De Temmerman L., Hoenig M., Goeyens L. (2006). Chemical contamination of free-range eggs from Belgium, *Food Additives and Contaminants* 23, 1109.
- Verreault J., Letcher R.J., Muir D.C.G., Chu S.G. (2005). New organochlorine contaminants and metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 2486-2499.
- Voorspoels S., Covaci A., Schepens P. (2003). Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: Levels, profiles, and distribution. *Environ Sci Technol* 37, 4348-4357.
- Voorspoels S., Covaci A., Neels H., Schepens P. (2007). Dietary PBDE intake: A market-basket study in Belgium. *Environ Int* 33, 93-97.
- Wilcke W. (2000). PAH in soils: a review. *J Plant Nutr Soil Sci* 163, 229-248.
- Windal I., Boxus L., Hanot V. (2008). Validation of the analysis of the 15+1 Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) defined by the EU by DACC and HPLC-UV/FLD. *Journal of Chromatography A*.
- Wu N., Hermann T., Paepke O., Kner J., Hale R., Harvey E., La Guardia M., McClean M., Webster TF. (2007). Human exposure to PBDEs: Associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations. *Environ Sci Technol* 41, 1584-1589.
- Ysart, G., Miller, P., Croasdale, M., Crews, H., Robb, P., Baxter, M., De, L., Harrison, N., (2000). 1997 UK Total Diet Study dietary exposures to aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc. *Food Additives & Contaminants* 17, 775-786.