



Vlaanderen
is omgeving

Per- en poly-fluoralkylstoffen in en rond de woning

 Eindrapport

DEPARTEMENT
OMGEVING

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER
OVAM

omgevingvlaanderen.be

Per- en polyfluoralkylstoffen in en rond de woning

Deze studie werd opgezet als een “*proof of concept*” of een pilootproject om een complexe studieopzet met metingen in meerdere compartimenten bij dezelfde deelnemers uit te testen en met als doel i) een zicht te krijgen op de PFAS-gehalten in deze compartimenten verspreid in Vlaanderen, ii) hypothesen te formuleren voor de bijdrage van deze compartimenten tot de PFAS-blootstelling en iii) hypothesen te formuleren voor mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de waargenomen PFAS-gehalten.

Dit rapport bevat de mening van externe auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse overheid.

COLOFON

Verantwoordelijke uitgever

Peter Cabus
Departement Omgeving
Koning Albert II-laan 20 bus 8, 1000 Brussel
www.omgevingvlaanderen.be

Een uitgave van het Departement Omgeving, Afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving
vpo.omgeving@vlaanderen.be

Auteurs VITO (Ann Colles, Johan Bierkens, Griet Jacobs, Eva Govarts, Mirja Van Holderbeke, Kaat Touchant, Jirka Cops, Hanny Willems), het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (Carmen Franken, Elly Den Hond) en de Universiteit Antwerpen (Thimo Groffen, Robin Lasters, Lieven Bervoets)

Departement Omgeving

Publicatiedatum

1 juli 2022 (versie 2 november 2022: incl. English summary))

Depotnummer

D/2022/3241/228

Wijze van citeren

Colles, A., Bierkens, J., Jacobs, G., Govarts, E., Van Holderbeke, M., Touchant, K., Cops, J., Willems, H., Franken, C., Den Hond, E., Groffen, T., Lasters, R. & Bervoets, L. (2022) *Per- en poly-fluoralkylstoffen in en rond de woning*. Verantwoordelijke uitgever Departement Omgeving, Vlaams Planbureau voor Omgeving, versie november 2022, studie in opdracht van Departement Omgeving en OVAM.

PARTNERS



INHOUD

1	Samenvatting	10
1.1	PFAS in de bodem van de moestuin en kippenren	16
1.1.1	Welke gehalten worden waargenomen	16
1.1.2	Welke factoren hebben een mogelijke invloed op de gehalten	18
1.2	PFAS in compost	18
1.2.1	Welke gehalten worden waargenomen	18
1.2.2	Welke factoren hebben een mogelijke invloed op de gehalten	19
1.3	PFAS in water	19
1.3.1	Welke gehalten worden waargenomen	19
1.3.2	Welke factoren hebben een mogelijke invloed	20
1.4	PFAS in groenten uit eigen tuin	20
1.4.1	Welke gehalten worden waargenomen	21
1.4.2	Welke factoren hebben een mogelijke invloed	22
1.5	PFAS in eieren van eigen kippen	22
1.5.1	Welke gehalten worden waargenomen	22
1.5.2	Welke factoren hebben een mogelijke invloed	23
1.6	PFAS in huisstof	24
1.6.1	Welke gehalten worden waargenomen	24
1.6.2	Welke factoren hebben mogelijk een invloed	25
1.7	PFAS in serum	25
1.7.1	Welke gehalten worden waargenomen	25
1.7.2	Welke factoren hebben mogelijk een invloed	27
1.7.3	In welke mate dragen de milieucompartimenten bij tot de gehalten in serum	28
2	English summary	29
2.1	PFAS in soil from the vegetable garden and the chicken run	35
2.1.1	Which levels are observed?	35
2.1.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	36
2.2	PFAS in compost	36
2.2.1	Which levels are observed?	37
2.2.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	37
2.3	PFAS in water	37
2.3.1	Which levels are observed?	38
2.3.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	39
2.4	PFAS in home-produced vegetables	39
2.4.1	Which levels are observed?	39
2.4.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	40
2.5	PFAS in home-produced chicken eggs	40
2.5.1	Which levels are observed?	41
2.5.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	41
2.6	PFAS in house dust	42
2.6.1	Which levels are observed?	42
2.6.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	44
2.7	PFAS in serum	44
2.7.1	Which levels are observed?	44
2.7.2	What are possible influencing factors for the PFAS levels?	46

2.7.3	To what extent do the studied environmental compartments contribute to the levels in serum?	46
3	Situering	48
3.1	Waarom deze studie?	48
3.2	Wat zijn PFAS?	48
3.3	Waarvoor worden PFAS gebruikt?	48
3.4	Hoe komen we in contact met PFAS?	49
3.5	Wat doen PFAS met ons lichaam?	49
3.6	PFAS en regelgeving	49
4	Onderzoeksvragen	51
5	Selectie en rekrutering	52
6	Veldwerk	53
6.1	Vragenlijsten	53
6.2	Veldwerk bodem	53
6.3	Veldwerk groenten	54
6.3.1	Selectie subset deelnemers voor analyses in groenten	54
6.3.2	Samenstelling groentepakket	54
6.3.3	Telen van de groenten	55
6.3.4	Oogsten van de groenten	55
6.4	Veldwerk eieren	55
6.5	Veldwerk huisstof	55
6.6	Veldwerk compost	56
6.7	Veldwerk water	56
6.8	Veldwerk bloed	56
6.9	Veiligheidsmaatregelen i.k.v. cross-contaminatie	57
7	Kwaliteitsbewaking en gegevensbescherming	58
8	Chemische analyses	59
8.1	Selectie van te meten PFAS-componenten	59
8.2	Analyses in bodem	61
8.3	Analyses in groenten	62
8.4	Analyses in eieren	62
8.5	Analyses in het huisstof	63
8.6	Analyses in bloed	63
8.7	Analyses in compost	63
8.8	Analyses in water	64
9	Gegevensverwerking en statistische analyses	65
9.1	Opstellen van de databank	65
9.2	Beschrijving van de studiepopulatie	65
9.3	Beschrijvende statistiek van de PFAS-gehalten in de verschillende matrices	66
9.4	Vergelijking met het 4 ^{de} VHBP	66
9.5	Vergelijking met gezondheidskundige toetsingswaarden	67
9.6	Bijdrage van de milieucompartimenten tot de PFAS-gehalten in serum	68
9.7	PFAS-gehalten en determinanten van blootstelling	69
10	Resultaten	71
10.1	Beschrijving van de studiepopulatie	71

10.2	Beschrijvende statistiek PFAS-gehaltenes in de verschillende matrices	76
10.2.1	PFAS in de bodem van de moestuin	81
10.2.2	PFAS in de bodem van de kippenren	82
10.2.3	PFAS in compost	83
10.2.4	PFAS in irrigatiewater moestuin	84
10.2.5	PFAS in drinkwater van de kippen	84
10.2.6	PFAS in regenwater	85
10.2.7	PFAS in leidingwater	85
10.2.8	PFAS in het huisstof	86
10.2.9	PFAS in bladgewassen	87
10.2.10	PFAS in peulgewassen	88
10.2.11	PFAS in wortelgewassen	89
10.2.12	PFAS in knolgewassen	89
10.2.13	PFAS in eieren	89
10.2.14	PFAS in serum	92
10.3	Vergelijking met toetsingswaarden voor bodem, grondwater en drinkwater	93
10.3.1	Vergelijking met toetsingswaarde voor bodem	93
10.3.2	Vergelijking met toetsingswaarde voor drinkwater	94
10.3.3	Vergelijking met toetsingswaarde voor grondwater	95
10.4	Vergelijking met het 4^{de} VHBP	95
10.5	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in serum	96
10.6	Correlaties tussen de PFAS-gehaltenes in milieucompartimenten en de PFAS-gehaltenes in serum	97
10.6.1	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in de bodem moestuin	97
10.6.2	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren	97
10.6.3	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in leidingwater	97
10.6.4	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in het huisstof	97
10.6.5	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in bladgewassen	98
10.6.6	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in peulgewassen	98
10.6.7	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in wortelgewassen	98
10.6.8	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in knolgewassen	98
10.6.9	Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in eieren	99
10.6.10	Besluit	99
10.7	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in de verschillende milieucompartimenten	100
10.7.1	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in het huisstof en PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin en de kippenren	100
10.7.2	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in eieren en PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren en in het drinkwater van de kippen	101
10.7.3	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin en PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren	102
10.7.4	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin	103
10.7.5	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS-gehaltenes in het irrigatiewater voor de moestuin	103
10.7.6	Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS-gehaltenes in compost	103
10.7.7	Besluit	103
10.8	PFAS-gehaltenes in milieucompartimenten en determinanten van blootstelling	104
10.8.1	Determinanten van PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin	105
10.8.2	Determinanten van PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren	105
10.8.3	Determinanten van PFAS-gehaltenes in leidingwater	106
10.8.4	Determinanten van PFAS-gehaltenes in het huisstof	106
10.8.5	Determinanten van PFAS-gehaltenes in bladgewassen	111



10.8.6	Determinanten van PFAS-gehalten in peulgewassen	111
10.8.7	Determinanten van PFAS-gehalten in wortelgewassen	111
10.8.8	Determinanten van PFAS-gehalten in knolgewassen	111
10.8.9	Determinanten van PFAS-gehalten in eieren	112
10.8.10	Determinanten van PFAS-gehalten in serum	114
10.8.11	Besluit	120
11	Modellering	122
11.1	Blootstellingsscenario's	123
11.1.1	Scenario's voor bepaling Vlaamse achtergrondblootstelling op niet vervuilde locaties (referentiewaarde)	124
11.1.2	Inschatten van locatie-specifieke bijdragen verschillende blootstellingsroutes	127
11.2	Selectie van de blootstellingsmodellen	128
11.3	Doorrekenen externe blootstelling	128
11.3.1	Invoergegevens	128
11.3.2	Blootstellingsparameters	131
11.4	Doorrekenen interne blootstelling	132
11.4.1	Lineair PFOS	132
11.4.2	Lineair PFOA	143
11.5	Doorrekenen interne blootstelling	154
11.5.1	Invoergegevens externe blootstelling	154
11.5.2	Resultaten blootstellingsanalyses	154
11.6	Conclusie blootstellingsanalyses	167
11.6.1	Externe blootstelling	169
11.6.2	Interne blootstelling	171
12	Conclusies	174
12.1	PFAS-gehalten in de diverse matrices	174
12.1.1	PFAS in de bodem	174
12.1.2	PFAS in compost	175
12.1.3	PFAS in water	175
12.1.4	PFAS in groenten	176
12.1.5	PFAS in eieren	176
12.1.6	PFAS in huisstof	176
12.1.7	PFAS in serum	176
12.1.8	Algemeen besluit	177
12.2	Bijdrage van de diverse milieucompartimenten	177
12.3	Mogelijke determinanten van variatie in PFAS-gehalten	178
13	Beleidsadvies	182
14	Referenties	185
15	Bijlages	189

LIJST MET AFKORTINGEN

ds	Droge stof
EFSA	European Food Safety Authority (Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid)
LOQ	kwantificatielimiet
PBPK-model	Physiologically-Based Pharmacokinetic model
PFAS	Poly- en per-fluoralkylstoffen
VHBP	Vlaams Human-Biomonitoringprogramma

Afkortingen PFAS

PFBA	Perfluorbutaanzuur
PFPeA	Perfluorpentaanzuur
PFHxA	Perfluorhexaanzuur
PFHpA	Perfluorheptaanzuur
PFOA	Perfluoroctaanzuur (lineair)
L+B PFOA	Perfluoroctaanzuur (lineair + vertakt)
PFNA	Perfluornonaanzuur
PFDA	Perfluordecaanzuur
PFUnA	Perfluorundecaanzuur
PFDoA	Perfluordodecaanzuur
PFTTrA	Perfluortridecaanzuur
PFTeA	Perfluortetradecaanzuur
PFHxDA	Perfluorhexadecaanzuur
PFODA	Perfluoroctadecaanzuur
PFBS	Perfluorbutaansulfonzuur
PFPeS	Perfluorpentaansulfonzuur
PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur (lineair)
L+B PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur (lineair + vertakt)
PFHpS	Perfluorheptaansulfonzuur
PFOS	Perfluoroctaansulfonzuur (lineair)
L+B PFOS	Perfluoroctaansulfonzuur (lineair + vertakt)
PFNS	Perfluornonaansulfonzuur
PFDS	Perfluordecaansulfonzuur
PFDoS	Perfluordodecaansulfonzuur
4:2 FTS	4:2 fluortelomeersulfonzuur
6:2 FTS	6:2 fluortelomeersulfonzuur
8:2 FTS	8:2 fluortelomeersulfonzuur
10:2 FTS	10:2 fluortelomeersulfonzuur
PFOSA	Perfluoroctaansulfonamide (lineair)

L+B PFOSA	Perfluorooctaansulfonamide (lineair + vertakt)
MePFOSA	N-methylperfluorooctaan-1-sulfonamide (lineair)
L+B MePFOSA	N-methylperfluorooctaan-1-sulfonamide (lineair + vertakt)
EtPFOSA	N-ethylperfluorooctaan-1-sulfonamide (lineair)
L+B EtPFOSA	N-ethylperfluorooctaan-1-sulfonamide (lineair + vertakt)
PFOSAA	Perfluorooctaansulfonamidoazijnzuur
MePFOSAA	N-methylperfluorooctaansulfonamidoazijnzuur (lineair)
L+B MePFOSAA	N-methylperfluorooctaansulfonamidoazijnzuur (lineair + vertakt)
EtPFOSAA	N-ethylperfluorooctaansulfonamidoazijnzuur (lineair)
L+B EtPFOSAA	N-ethylperfluorooctaansulfonamidoazijnzuur (lineair + vertakt)
6:2 monoPAP	6:2 fluortelomeerfosfaat monoester
8:2 monoPAP	8:2 fluortelomeerfosfaat monoester
6:2 diPAP	6:2 fluortelomeerfosfaat diester
6:2/8:2 diPAP	6:2/8:2 fluortelomeerfosfaat diester
8:2 diPAP	8:2 fluortelomeerfosfaat diester
HFPO-DA	2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propionzuur
ADONA	Ammonium-4,8-dioxa-4H-perfluornonanoaat
PFECHS	perfluor-4-ethylcyclohexaansulfonzuur
9Cl-PF3ONS	9-chloorhexadecafluor-3-oxanon-1-sulfonzuur
11Cl-PF3OUdS	11-chlooreicosafuor-3-oxaundecaan-1-sulfonzuur
PFMPA	Perfluor-4-methoxypropaanzuur (ook PF4OPeA)
PFMBA	Perfluor-5-methoxybutaanzuur (ook PF5OHxA)
NFDHA	Perfluor-3,6-dioxaheptaanzuur
PFEESA	Perfluor 2-ethoxyethaansulfonzuur

1 SAMENVATTING

Aanleiding voor de studie

Blootstelling van de algemene Vlaamse bevolking aan per- en polyfluoralkylverbindingen of PFAS wordt in Vlaanderen sinds 2007 opgevolgd via het **Vlaams Humaan-Biomonitoringprogramma (VHBP)**. PFAS zijn een grote groep van meer dan 6000 individuele poly (gedeeltelijk)- of per (volledig)- gefluoreerde alkylverbindingen die zowel water- als vetafstotend zijn en zeer goed bestand zijn tegen extreme abiotische condities, zoals hoge temperaturen. Hierdoor worden ze gebruikt in zeer veel toepassingen. Eens in het lichaam, kunnen sommige van deze verbindingen jarenlang aanwezig blijven en onze gezondheid verstoren. Tijdens de beleidsdoorwerking van de derde VHBP-cyclus werd duidelijk dat voor enkele PFAS-componenten de beschikbare gezondheidskundige toetsingswaarden werden overschreden. Dit gaf aanleiding tot het **PFAS-actieplan** om blootstelling aan PFAS in Vlaanderen te verminderen. Deze verkennende studie is één van de acties uit dit actieplan en werd opgestart in september 2020, voordat er verhoogde media-aandacht was voor PFAS in Vlaanderen.

Informatie over toepassingen van PFAS

Deze stoffen worden gebruikt in o.a. brandblusschuim, behandeling van textiel, papier en verpakkingsmateriaal, kookgerei, cosmetica en huishoudproducten zoals schoonmaakmiddelen, smeermiddelen, verf, lakken, bestrijdingsmiddelen, wax voor vloeren of auto's.

Informatie over gezondheidseffecten van PFAS

Wetenschappelijke studies hebben PFAS in verband gebracht met meerdere gezondheidseffecten. Een verminderde reactie van het afweersysteem op vaccinaties bij kinderen wordt momenteel beschouwd als het meest kritische effect. Daarnaast worden ook andere effecten gerapporteerd zoals verstoren van de hormonenbalans van het lichaam, verhoogde cholesterolgehalten, verstoren van de leverwerking, vermindering van geboortegewicht, verminderen van de kans om zwanger te worden, verhoogd risico op hoge bloeddruk tijdens de zwangerschap en pre-eclampsie (in de volksmond 'zwangerschapsvergiftiging'), invloed op groei, leercapaciteit en gedrag van kinderen, verhogen van het kankerrisico.

Doel van de studie

Deze studie heeft als doel om meer inzicht te verkrijgen in belangrijke blootstellingswegen waarlangs PFAS vanuit het milieu in het menselijk lichaam terecht komen en hoe deze kunnen bestudeerd worden, via metingen van PFAS in de mens (serum) en in meerdere milieucapartmenten in onze leefomgeving en via aanvullende blootstellingsmodellering. Deze studie op een beperkte studiepopulatie heeft vooral de bedoeling om een aanpak en een methodologie uit te testen voor toekomstige studies.

Bij deze methodologie-ontwikkeling stonden volgende vragen centraal:

1. Wat zijn de gehalten aan PFAS in de verschillende milieuc compartimenten in en rond woningen in Vlaanderen, en bij uitbreiding in gewassen en dierlijke producten zoals eieren uit eigen teelt?
2. In welke mate dragen deze milieuc compartimenten bij tot de humane blootstelling?
3. Kunnen er factoren geïdentificeerd worden die geassocieerd zijn met de waargenomen variatie in PFAS-concentraties?
4. Welke beleidsaanbevelingen kunnen geformuleerd worden, aanvullend op het reeds opgestelde actieplan PFAS?

Aanpak van de studie

Deelnemers

Kandidaten voor deelname aan deze studie werden geselecteerd uit de deelnemers aan de 4^{de} cyclus van het VHBP (2016-2020), die uitgevoerd werd door het Steunpunt Milieu en Gezondheid. Van de 610 jongeren die deelnamen aan de 4^{de} VHBP-cyclus, werden de 125 jongeren die een moestuin en/of eigen kippen hadden uitgenodigd per brief in januari 2021. In februari werd een herinnering gestuurd en werden de jongeren ook telefonische gecontacteerd. Bijkomend werden in maart 2021 ook de overige 485 deelnemers gecontacteerd via e-mail. In totaal dienden **19 deelnemers** een ondertekend toestemmingsformulier in, 6 meisjes en 13 jongens, met een leeftijd van 17 jaar (7 deelnemers) en 18-19 jaar (12 deelnemers).

De rekrutering van deze studie vond plaats in de periode januari-maart 2021; dit is vóór de verhoogde aandacht voor de PFAS-problematiek in de regio rond 3M in Zwijndrecht (april 2021).

Stalen

PFAS werden gemeten in volgende stalen:

- Beschikbaar bij alle 19 deelnemers:
 - o Bodem van de kippenren
 - o Eieren van eigen kippen
 - o Drinkwater van de kippen (leidingwater, regenwater of grondwater)
 - o Leidingwater
 - o Huisstof (van woonkamer, keuken en slaapkamer samengevoegd)
 - o Serum
- Beschikbaar bij 15 deelnemers:
 - o Bodem van de moestuin
 - o 4 types groenten
 - o Irrigatiewater van de moestuin (leidingwater of regenwater)
- Beschikbaar bij 6 deelnemers: compost

PFAS-metingen

Het was de bedoeling om in alle verzamelde stalen dezelfde set aan PFAS te meten. Tijdens de looptijd van deze studie is er verhoogde media-aandacht ontstaan voor de PFAS-problematiek rond het bedrijf 3M. Dit heeft onder

impuls van de aangestelde PFAS-opdrachthouder gezorgd voor een versterkte samenwerking van verschillende instanties en een versterkte inzet van middelen. Hierdoor werd een grote sprong voorwaarts gemaakt in de PFAS-meetmethodes, maar resulteerde ook in een grote hoeveelheid stalen uit de regio van 3M die moesten gemeten worden. De stalen van de huidige studie werden mee ingepland met de analyses van andere studies. Hierdoor zijn in sommige stalen van deze studie meer PFAS gemeten dan initieel voorzien was, maar in andere stalen werden soms ook minder PFAS gemeten dan initieel voorzien. Het aantal gemeten PFAS in de types stalen varieert van 16 PFAS-componenten in serum tot 46 PFAS-componenten in compost en groenten.

De analyses werden uitgevoerd door twee laboratoria: UAntwerpen-ECOSPHERE deed de analyses van de eieren, VITO-GOAL deed de analyses van de bodem, compost, water, groenten, huisstof en serum.

De resultaten in het kort

Hieronder wordt een beknopt overzicht gegeven van de belangrijkste bevindingen.

Vervolgens worden de resultaten per staaltype samengevat. Voor de berekening van de beschrijvende statistiek van de PFAS-gehalten, zoals mediaan en het 25^{ste} en 75^{ste} percentiel¹, werden meetwaarden onder de rapporteergrens of kwantificatielimiet (LOQ) gelijkgesteld aan de helft van de LOQ-waarde.

Vraag 1: Welke gehalten aan PFAS werden waargenomen?

- PFOS en PFOA worden aangetroffen boven de rapporteergrens in bijna alle stalen van de bodem (kippenren en moestuin), compost, eieren, huisstof en serum, maar niet in water (alle types) en de groenten.
- PFOS en PFOA zijn dominante PFAS in de bodem, compost, huisstof en serum.
- In de eieren worden de hoogste mediane concentraties waargenomen voor PFTeA en PFDoA.
- In alle bodemstalen, met uitzondering van 1 moestuin, lagen de PFOS- en PFOA- gehalten onder de tijdelijke toetsingswaarde voor woongebied met moestuin (3,8 µg/kg droge stof voor PFOS en 4,3 µg/kg droge stof voor PFOA) en met uitzondering van 1 moestuin lagen de PFOS- en PFOA-gehalten voor alle bodemstalen ook onder de streefwaarde voor achtergrondgebied (1,5 µg/kg droge stof voor PFOS en 1 µg/kg droge stof voor PFOA).
- De stalen van alle watertypes worden gedomineerd door 6:2 FTS. Alle andere PFAS-metingen in water lagen onder de rapportagegrens van 20 ng/L waardoor vergelijken met toetsingswaarden moeilijk is.
- 6:2 FTS werd ook in belangrijke mate waargenomen in huisstof.
- De meetresultaten voor 6:2 FTS, zowel in water als in huisstof, vertonen echter nog te grote onzekerheden om een duidelijke betekenis van deze resultaten te kunnen afleiden. Verder onderzoek naar de methode voor bemonstering en analyse is nodig voor toekomstige studies.

¹ 25^{ste} percentiel: 25% van de deelnemers heeft een meetwaarde die lager is dan deze waarde; 75^{ste} percentiel: 75% van de deelnemers heeft een meetwaarde die lager is dan deze waarde.

- De gehalten in serum zijn op groepsniveau vergelijkbaar met de eerdere resultaten van de 4^{de} cyclus van het VHBP waar deze deelnemers ook aan deelnamen. Enkel voor PFHxS worden nu iets hogere waarden waargenomen.

Vraag 2: In welke mate dragen de milieucompartimenten bij tot de humane blootstelling?

Statistische technieken wijzen op een mogelijke bijdrage van huisstof, eieren en bodem tot de humane blootstelling, gezien PFAS in serum een correlatie van matige sterkte² (r tussen 0,47 en 0,68) vertoonden met

- PFAS in huisstof
- PFAS in eieren
- PFAS in de bodem van de moestuin

Het waarnemen van een samenhang tussen de PFAS in serum en de PFAS in de milieucompartimenten zegt niets over een mogelijk oorzakelijk verband.

Volgens berekeningen met de beschikbare gegevens uit deze beperkte studie en het rekenmodel Merlin Expo is de grootste bijdrage aan de blootstelling voor PFOS afkomstig van commerciële voeding (gemiddeld 62%) en is er ook een belangrijke bijdrage door het eten van eieren van eigen kippen (gemiddeld 38%). Voor PFOA is de berekende bijdrage van commerciële voeding gemiddeld 36% en eten van eieren van eigen kippen gemiddeld 64%. De bijdrage van huisstof en van bodem zijn volgens deze berekeningen zeer beperkt (<1%). Mogelijk wordt de bijdrage van huisstof onderschat omdat de meetgegevens werden uitgedrukt in een eenheid die minder geschikt is voor de modellen. De bijdrage van groenten kon niet worden ingeschat omdat alle meetwaarden voor PFOS en PFOA onder de rapporteergrens lagen.

Vraag 3: Welke factoren dragen bij tot de waargenomen variatie in PFAS-gehalten?

Om deze vraag te beantwoorden, werden de 19 deelnemers in groepen onderverdeeld volgens hun antwoorden op de vragen in de vragenlijst. Het aantal deelnemers per groep is soms erg klein (vb. 3 deelnemers). Resultaten van deze vergelijking kunnen bijgevolg beïnvloed worden door andere kenmerken van de deelnemers die toevallig ook in een bepaalde groep aanwezig zijn. De resultaten moeten dus met de nodig voorzichtigheid worden bekeken. **Daarom moeten onderstaande stellingen niet beschouwd worden als besluiten, maar wel als mogelijke pistes die verder moeten onderzocht worden.**

- De meeste informatie over te onderzoeken pistes werd verkregen voor PFAS in huisstof, eieren en serum. De resultaten vertoonden weinig of geen aanwijzingen voor mogelijk invloedsfactoren voor PFAS in bodem, water en groenten.
- In huisstof

² [Correlation Coefficients: Appropriate Use and Interpretation : Anesthesia & Analgesia \(lww.com\)](https://www.lww.com)

- Voor sommige PFAS worden hogere mediane gehalten in huisstof waargenomen indien er bepaalde bouwmaterialen aanwezig zijn in de bemonsterde ruimtes (vb. kunststof ramen, bezette welfsels, houten plafond, laminaatvloer).
- Voor sommige PFAS worden lagere mediane gehalten in huisstof waargenomen indien er bepaalde bouwmaterialen aanwezig zijn (vb. tegelvloer, parket).
- Bij deelnemers die meerdere keren per week of dagelijks poetsen (stofzuigen of met nat) werden lagere mediane gehalten aan PFAS in huisstof waargenomen dan bij deelnemers die wekelijks of tweewekelijks poetsen.
- Voor sommige PFAS werden hogere mediane gehalten in huisstof waargenomen indien de deelnemers producten gebruiken om leder te behandelen.
- In eieren
 - Hogere mediane PFAS-gehalten werden waargenomen bij oudere kippen, bij zelfgekweekte kippen, indien er grasmaaisel in de ren werd gegooid, indien er sauzen aan de kippen werden gevoederd, indien er gras in de ren aanwezig is, bij een kleine scharrelruimte en bij meer begroeiing van de scharrelruimte.
 - Lagere mediane PFAS-gehalten in eieren werden waargenomen indien de kippen resten en schillen kregen van groenten en fruit NIET uit eigen tuin en indien de kippen gevoederd werden buiten op de bodem.
- In serum
 - Hogere mediane PFAS-gehalten in serum werden waargenomen bij deelnemers waar de eieren altijd afkomstig zijn van eigen kippen, bij hogere leeftijd van de kippen, bij oudere woningen, bij aanwezigheid van sommige bouwmaterialen (o.a. kunststof ramen, afwasbare verf op welfsels of gipsplaten, tegelvloer), bij gebruik van producten om leder te behandelen, bij aanwezigheid van een composthoop en bij gebruik van compost in de tuin.
 - Lagere mediane PFAS-gehalten in serum werden waargenomen bij deelnemers met een parketvloer en bij deelnemers die meerdere keren per week of dagelijks poetsen (stofzuigen of met nat).

Bevindingen in verband met de methodologie

- Tijdens de looptijd van het project werd de studieopzet aangepast door ook stalen van compost en water in de studie op te nemen. Deze laattijdige aanpassing vroeg een aanpassing van het ethisch dossier, bijkomende toestemming van de deelnemers en droeg mogelijk bij tot het lage aantal beschikbare compoststalen en mogelijke verwarring bij de waterstalen. Aanpassingen aan het studieprotocol tijdens de looptijd van het veldwerk zijn dan ook niet aan te raden.
- Het afnemen van elektronische vragenlijsten waarbij een controle wordt ingebouwd voor de antwoordvelden (vb. type getal, datum of tekst) kan bijdragen tot een efficiënte opbouw van de databank.
- Voor deelnemers blijkt het soms moeilijk om een onderscheid te maken tussen een regenwaterput en een grondwaterput, zeker als het gaat over een ouder huis waarbij de deelnemer de put niet zelf

heeft laten plaatsen. Contact met één van de studiemedewerkers kan helpen om dergelijke onzekerheden op te vangen.

- Hoewel er voor de huisstofbemonstering gebruik werd gemaakt van een bestaand en gepubliceerd protocol, bleek deze methode in onze studie niet toe te laten het verzamelde stof te wegen. Hierdoor was het niet mogelijk om de PFAS-gehalten uit te drukken per gram stof, wat nodig was voor de modellering. Optimalisatie van deze methode of het ontwikkelen van een alternatieve methode lijkt hier aangewezen.
- Hoewel de studiepopulatie erg beperkt is, lijkt het voldoende om in achtergrondgebieden zonder PFAS-bron één bodemmengstaal per locatie te nemen.
- De metingen van sommige 'nieuwere' PFAS, zoals 6:2 FTS, blijken nog verdere optimalisatie nodig te hebben.
- Kennis over bronnen, blootstellingsroutes, eigenschappen en gezondheidseffecten van vertakte PFAS-componenten is nog erg beperkt. Verder onderzoek is nodig om de betekenis voor en de impact op de Vlaamse bevolking te kunnen begrijpen.
- Voor verschillende metingen, o.a. in water en in groenten, werden veel meetwaarden onder de LOQ bekomen. Hierdoor waren deze gegevens niet bruikbaar voor verdere statistische verwerking of voor gebruik in de rekenmodellen. Verder onderzoek naar mogelijke optimalisatie van de meetmethodes om lagere LOQ's te bekomen, is hier aangewezen.
- Een studiepopulatie met 19 deelnemers is erg klein om conclusies te kunnen formuleren en beperkt de resultaten tot het formuleren van pistes voor verder onderzoek. Grotere studiepopulaties van minimaal 100 personen zijn aan te raden. Zeker voor het identificeren van mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de blootstelling zijn grotere groepen noodzakelijk. Bij grotere groepen kunnen technieken gebruikt worden die meerdere factoren samen in rekening brengen waardoor de kans dat de gevonden associatie een toevallige bevinding is, verkleint.
- Het gebruik van correlatietesten blijkt een geschikte methode om een eerste ruwe verkenning uit te voeren van de samenhang tussen PFAS in serum en in milieucompartimenten. De sterkte van de correlatie geeft informatie over mogelijke bijdrage of een mogelijke aanwezigheid van gelijkaardige bronnen voor de milieucompartimenten en de lichaamsbelasting. Wel is aan te raden om deze techniek te combineren met andere technieken, zoals regressieanalyses of blootstellingsmodellering, die toelaten de eventuele associaties meer te verfijnen.
- De inzetbaarheid van het rekenmodel Merlin Expo kan vergroot worden indien:
 - o Er meer recente en accurate achtergrondgegevens over PFAS in commerciële voeding in Vlaanderen beschikbaar zijn.
 - o Er voor meerdere milieucompartimenten geschikte resultaten beschikbaar zijn (o.a. metingen in water en groenten (lagere LOQ nodig) en gehalten in huisstof per gram stof)

Andere aanbevelingen:

Op basis van de resultaten in deze beperkte groep kan worden aanbevolen om:

- de mogelijke bijdrage van huisstof tot de PFAS-lichaamsbelasting verder te onderzoeken en mogelijke gezamenlijke bronnen voor PFAS in huisstof, bodem en serum na te gaan. De correlatieanalyses toonden al een matige samenhang tussen de PFAS in huisstof en de PFAS in bodem en in serum. Bij de determinantanalyses komen ook enkele pistes naar voren die zowel worden waargenomen bij huisstof als bij serum (vb. ouderdom woning, kunststof ramen, producten om leder te behandelen, poetsen).
- verder te onderzoeken vanwaar de PFAS in eieren van de kippen mogelijk afkomstig zijn (vb. bodemorganismen, voeding van de kippen).
- het afwisselen van eieren van eigen kippen met eieren uit de winkel verder te stimuleren om blootstelling aan PFAS te beperken.

1.1 PFAS IN DE BODEM VAN DE MOESTUIN EN KIPPENREN

Bij 15 deelnemers konden stalen worden genomen van de bodem van de moestuin en bij alle 19 deelnemers stalen van de bodem van de kippenren. Deze bestonden telkens uit een mengstaal van 10-15 willekeurig bemonsterde deelstalen (20 cm diep voor de moestuin en 10 cm diep voor de kippenren), verspreid genomen over de volledige oppervlakte van de moestuin en de kippenren. De stalen werden genomen door een ervaren veldwerker volgens de code van goede praktijk³.

1.1.1 Welke gehalten worden waargenomen

PFOS kon bij alle bodemstalen van de moestuin (100%) gekwantificeerd worden en PFOA werd bij 93% van de bodemstalen gekwantificeerd. PFBA werd bij 40% van de bodemstalen waargenomen en PFDA en PFNA bij 27% van de stalen. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in de bodem van de moestuin.

PFOS kon bij alle bodemstalen van de kippenren (100%) gekwantificeerd worden en PFOA werd bij 84% van de bodemstalen gekwantificeerd. PFBA en PFDA werden bij 37% van de bodemstalen waargenomen en PFNA bij 26% van de stalen. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in de bodem van de kippenren.

We kunnen besluiten dat de waargenomen PFAS-componenten in de bodem van de moestuin en de kippenren gelijkaardig zijn op deze 19 locaties.

³ [Ovam 2017 Richtlijnen voor onderzoek van de moestuin en kippenren. Staalnameprotocol Tuinier – website gezonditeigen grond](#)

Tabel 1: Overzicht van de PFAS-gehalten in bodem van de moestuin en bodem van de kippenren (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B⁴ = lineair+vertakte vormen).

PFAS	bodem moestuin (n=15) P50 (P25-P75) in µg/kg ds	bodem kippenren (n=19) P50 (P25-P75) in µg/kg ds
PFBA	0,16 (<LOQ-0,26)	<LOQ (<LOQ-0,20)
PFOA	0,26 (0,18-0,42)	0,22 (0,12-0,35)
PFNA	<LOQ (<LOQ-0,10)	<LOQ (<LOQ-0,12)
PFDA	<LOQ (<LOQ-0,10)	<LOQ (<LOQ-0,11)
PFOS	0,55 (0,30-0,75)	0,48 (0,27-0,54)

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimit, ds: droge stof; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport.

PFAS in de bodem van moestuin en kippenren waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ
PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFDoA, PFUnA, PFTrA, PFTeA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFDS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, HFPO-DA, ADONA

Geen metingen uitgevoerd in de bodem van moestuin en kippenren
PFHxDA, PFODA, L+B PFHxS, L+B PFOS, PFNS, PFDoS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

Vergelijking met toetsingswaarden

Voor de aanpak van de PFAS-problematiek in Vlaanderen werd in april 2022 door de opdrachtgever een tijdelijk handelingskader voorgesteld voor diverse milieucapartimenten. De hierin vastgelegde bodemsaneringstoetsingswaarde voor PFOS (3,8 µg/kg droge stof) en PFOA (4,3 µg/kg droge stof) in bodem van woonzone met moestuin en kippenren werd in geen enkel staal van de moestuin of kippenren overschreden, met uitzondering van 1 moestuin waar de bodemsaneringstoetsingswaarde voor PFOS beperkt werd overschreden.

Alle bodemstalen van moestuin en kippenren, met uitzondering van 1 moestuin, lagen ook onder de in 2020 afgeleide streefwaarden voor PFOS (1,5 µg/kg droge stof) en PFOA (1 µg/kg droge stof), zijnde de achtergrondconcentratie in niet-vervuilde bodem (gebaseerd op 90^{ste}-percentiel waarden van metingen op 50 onverdachte en niet-vervuilde stalen van Vlaamse bodems)⁵. De 19 locaties in deze studie kunnen dan ook als achtergrondlocaties beschouwd worden.

⁴ L+B staat voor linear + branched of lineaire + vertakte vormen

⁵ [OVAM 2022 Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties](#)

1.1.2 Welke factoren hebben een mogelijke invloed op de gehalten

De resultaten in deze beperkte studiepopulatie gaven aanwijzingen tot volgende pistes voor verder onderzoek voor PFAS in de **bodem van de moestuin**: er konden verschillen in de mediane PFBA-gehalten worden waargenomen volgens het type materiaal (tuinslang, gieter, beide) dat gebruikt werd om de moestuin te begieten. Dit resultaat is echter nog onduidelijk te interpreteren en heeft verder onderzoek nodig op een grotere groep deelnemers.

1.2 PFAS IN COMPOST

Slechts bij 6 deelnemers konden er compoststalen genomen worden. Deze werden genomen volgens dezelfde procedure als deze voor de bodemstalen.

1.2.1 Welke gehalten worden waargenomen

PFOS en L+B PFOS kon bij alle compoststalen (100%) gekwantificeerd worden en PFOA en L+B PFOA werd in 83% van de compoststalen gekwantificeerd. PFDA kon in 50% van de stalen gekwantificeerd worden en PFNA, PFUnA en 6:2 diPAP in slechts enkele van de stalen. De overige PFAS-componenten werden niet of slechts in 1 staal waargenomen in compost.

Tabel 2: Overzicht van de PFAS-gehalten in de compoststalen (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B = lineair+vertakte vormen).

PFAS	compost (n=6) in µg/kg droge stof P50
PFOA	0,22
L+B PFOA	0,22
PFDA	<LOQ
PFOS	0,46
L+B PFOS	0,64

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimiet, ds: droge stof; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport.

PFAS in compost waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9Cl-PF3ONS, 11Cl-PF3OUdS, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP

Geen metingen uitgevoerd in compost

PFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 mnoPAP, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

1.2.2 Welke factoren hebben een mogelijke invloed op de gehalten

Omdat er slechts bij 6 deelnemers compost kon verzameld worden, was dit een te kleine groep om verder te bestuderen.

1.3 PFAS IN WATER

Door een ervaren veldwerker werden bij 15 deelnemers stalen genomen van het irrigatiewater voor de moestuin en bij 19 deelnemers van het drinkwater voor de kippen, telkens aan het afneempunt dat door de deelnemers gebruikt wordt. Het irrigatiewater voor de moestuin bestaat hoofdzakelijk uit regenwater en bij twee deelnemers uit leidingwater. Het drinkwater van de kippen bestaat eveneens hoofdzakelijk uit regenwater, bij 5 deelnemers uit leidingwater en bij 1 deelnemer uit grondwater. Alle deelnemers namen ook zelf stalen van het leidingwater aan de hand van een toegestuurd instructieblad.

1.3.1 Welke gehalten worden waargenomen

6:2 FTS kon bij 87% van de **irrigatiewaterstalen** waarmee de moestuin begoten wordt, worden gekwantificeerd. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in het irrigatiewater voor de moestuin.

6:2 FTS kon bij 74% van de **drinkwaterstalen van de kippen** worden gekwantificeerd. De overige PFAS-componenten werden niet waargenomen in het drinkwater van de kippenren.

6:2 FTS werd bij 80% van de **regenwaterstalen** boven de LOQ waargenomen, PFHpA en PFOA werden in één staal boven de LOQ waargenomen.

6:2 FTS kon bij 84% van de **leidingwaterstalen** voor humane consumptie worden gekwantificeerd. De overige PFAS-componenten werden niet waargenomen in het leidingwater. De resultaten voor 6:2 FTS in deze studie zijn veel hoger dan de meetresultaten gerapporteerd door VMM in drinkwater (2021) en in oppervlaktewater en grondwater bestemd voor productie van drinkwater (2022). Het is nog niet duidelijk wat daar de reden voor is. Dit zou verder moeten onderzocht worden.

We kunnen stellen dat de PFAS-gehalten in het irrigatiewater van de moestuin, het drinkwater voor de kippen en het leidingwater voor humane consumptie vergelijkbaar zijn.

Tabel 3: Overzicht van de PFAS-gehalten in het irrigatiewater voor de moestuin, het drinkwater voor de kippen, in regenwater en in het leidingwater (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B = lineair+vertakte vormen).

PFAS	water moestuin (n=15) in ng/l P50 (P25-P75)	water kippenren (n=19) in ng/l P50 (P25-P75)	regenwater (n=19) in ng/l P50 (P25-P75)	leidingwater (n=19) in ng/l P50 (P25-P75)
6:2 FTS	44 (28-72)	28 (<LOQ-64)	29 (24-66)	55 (30-115)

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimiet, ds: droge stof; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport.

PFAS in water van de moestuin, water voor de kippen en regenwater waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNA, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, MePFOSA, EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS

Geen metingen uitgevoerd in water van de moestuin, water voor de kippen en regenwater

L+B PFOA, L+B PFHxS, L+B PFOS, L+BPFOA, L+B MePFOSA, L+B EtPFOSA, L+B MePFOSAA, L+B, EtPFOSAA, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

PFAS in leidingwater waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFOS, L+B PFOS, PFNA, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, MePFOSA, EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS

Geen metingen uitgevoerd in leidingwater

L+BPFOA, L+B MePFOSA, L+B EtPFOSA, L+B MePFOSAA, L+B, EtPFOSAA, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

1.3.2 Welke factoren hebben een mogelijke invloed

Enkel voor 6:2 FTS konden determinantanalyses worden uitgevoerd. Er werden in deze beperkte studiepopulatie geen aanwijzingen gevonden voor mogelijke invloedfactoren op de gehalten in de watertypes.

1.4 PFAS IN GROENTEN UIT EIGEN TUIN

Aan 14 deelnemers met een moestuin werd zaai- en plantgoed bezorgd van vier types groenten (aardappel, tuinboon, sla en wortelen), samen met een zaaiplan. Er werd aan de deelnemers gevraagd om de groenten te

telen volgens de doorgegeven instructies. Nadien werden de groenten bemonsterd door een ervaren veldwerker. Een 15^{de} deelnemer had zelf geen moestuin, maar gaf tijdens de looptijd van het veldwerk aan groenten te eten uit de tuin van de grootouders die in de buurt wonen. In deze tuin werden door de veldwerker ook groenten verzameld van deze vier types (knolgroenten, peulen, bladgroenten en wortelgroenten).

1.4.1 Welke gehalten worden waargenomen

De detectie van de PFAS-componenten is verschillend tussen de vier types van groenten.

Bij **bladgewassen** (sla) werd PFBA gekwantificeerd in 43% van de stalen en de overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen.

Bij **peulgewassen** (tuinbonen) werd PFBA gekwantificeerd in 67% van de stalen en 6:2 FTS in 60% van de stalen en de overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen.

Bij **wortelgewassen** (wortelen) en **knolgewassen** (aardappelen) werden alle beschouwde PFAS-componenten weinig of niet waargenomen.

We kunnen stellen dat PFAS-componenten in deze verkennende studie in beperkte mate aanwezig zijn in groenten en bij deze 19 deelnemers vermoedelijk slechts een kleine bijdrage leveren aan de humane PFAS-blootstelling, uitgezonderd voor PFBA in bladgewassen en PFOA en 6:2 FTS in peulgewassen.

Tabel 4: Overzicht van de PFAS-gehalten in de vier types groenten (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B = lineair+vertakte vormen).

PFAS	bladgroenten (n=15) in ng/g vers gewicht P50 (P25-P75)	peulgroenten (n=15) in ng/g vers gewicht P50 (P25-P75)	wortelgroenten (n=15) in ng/g vers gewicht P50 (P25-P75)	knolgroenten (n=15) in ng/g vers gewicht P50 (P25-P75)
PFBA	<LOQ (<LOQ-0,099)	0,12 (<LOQ-0,145)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)
6:2 FTS (indicatief)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)	0,13 (<LOQ-1,84)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimiet; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport

PFAS in blad-, peul-, wortel- en knolgroenten waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFOS, L+B PFOS, PFNA, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUs

Geen metingen uitgevoerd in blad-, peul-, wortel- en knolgroenten

PFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

1.4.2 Welke factoren hebben een mogelijke invloed

Bij de groenten kon er enkel voor PFBA in **peulgewassen** een determinantanalyse worden uitgevoerd. Hierbij lijkt de grootte van de moestuin een mogelijke determinant te zijn voor PFBA in de peulgewassen. Bij gebruik van bestrijdingsmiddelen werd een lagere mediaan voor PFBA in peulgewassen waargenomen, wat tegengesteld is aan de verwachting. Verder onderzoek is nodig om de mogelijke betekenis van deze waarnemingen te achterhalen.

1.5 PFAS IN EIERN VAN EIGEN KIPPEN

Gespreid over een aantal weken werden door de deelnemers een 10 à 15-tal eieren van hun eigen kippen verzameld voor analyse. De eieren werden door de deelnemers zelf verzameld en bewaard bij 4°C (koelkast) tot ze door de toegewezen veldwerker werden opgehaald.

1.5.1 Welke gehalten worden waargenomen

PFOA, PFDaA en PFOS kon bij 95% van de eieren gekwantificeerd worden en PFTrA en PFTeA bij 84% van de eieren. PFDA werd bij 53%, PFBA bij 32% en PFNA bij 26% van de eieren waargenomen. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in eieren.

Tabel 5: Overzicht van de PFAS-gehalten in de eieren (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B = lineair+vertakte vormen)

PFAS	eieren (n=19) in ng/g vers gewicht P50 (P25-P75)
PFBA	<LOQ (<LOQ-0,173)
PFOA	0,432 (0,360-0,522)
PFDA	0,293 (<LOQ-0,405)
PDoA	1,96 (1,33-2,66)
PFTrA	1,25 (0,711-1,81)
PFTeA	2,45 (1,01-3,53)
PFOS	1,31 (0,532-2,18)

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimiet; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport

PFAS in eieren waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFUnA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFDS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, HFPO-DA, ADONA, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

Geen metingen uitgevoerd in eieren

L+B PFOA, PFHxDA, PFDODA, L+B PFHxS, L+B PFOS, PFNS, PFDoS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, PFECHS

1.5.2 Welke factoren hebben een mogelijke invloed

Er werden hogere mediane concentraties waargenomen aan vooral lange keten PFAS (PFDoA, PFTrA, PFTeA en PFOS) bij een hogere leeftijd van de kippen (varieert tussen 6 maanden en 5 jaar), wat in lijn ligt met de moeilijke afbreekbaarheid van de PFAS en bijgevolg een opstapeling bij toenemende leeftijd. Ook werden er hogere mediane gehalten aan deze lange keten PFAS in eieren waargenomen als er sauzen aan de kippen werden gegeven. Er zijn mogelijk ook aanwijzingen voor het in stand houden van lokale PFAS-vervuiling, bijvoorbeeld de waarneming dat de mediaan voor PFOA in eieren hoger was bij zelfgekweekte kippen, dat de mediaan voor PFTrA in eieren hoger was als er maaisel in de kippenren werd gegooid, maar lager als er schillen van groenten of fruit niet afkomstig uit eigen tuin aan de kippen werd gevoederd. We willen nogmaals herhalen dat het hier telkens gaat over kleine groepjes deelnemers en dat deze resultaten dus best verder onderzocht worden in een grotere studie.

Er wordt algemeen aangenomen dat kippen die minder contact hebben met bodemdeeltjes ook minder vervuilende stoffen opnemen die op de bodemdeeltjes kunnen zitten. Contact van de kippen met bodemdeeltjes beperken, kan door onder meer niet voederen op de bodem en een goede begroeiing van de kippenren, wat kan bekomen worden door een voldoende grote oppervlakte van de kippenren. In onze resultaten merken we een hoger percentage meetwaarden van PFDA in eieren boven de LOQ bij een kleinere scharrelruimte. Daarnaast merken we bij deze 19 deelnemers ook lagere mediane gehalten aan PFOS en PFOA in eieren wanneer de kippen buiten op de bodem gevoederd worden, hogere mediane PFOA-gehalten in eieren van kippen waar de kippenren voor meer dan ¾ begroeid is en hogere mediane gehalten aan PFOA, PFTrA, PFTeA en PFOS indien er gras aanwezig is in de kippenren. Dit kan erop wijzen dat op deze achtergrondlocaties contact met bodemdeeltjes minder belangrijk is voor de PFAS-gehalten in de eieren. Anderzijds merken we in deze studie ook wel een samenhang tussen PFAS-gehalten in de eieren en PFAS-gehalten in de bodem van de kippenren. De interpretatie van deze resultaten is dus niet zo eenduidig. Vermoedelijk spelen hier ook andere (onderliggende) factoren een rol waar we in deze studie geen gegevens over hebben of die niet worden opgepikt door het kleine deelnemersaantal. Verder onderzoek bij een grotere studiepopulatie is nodig om hier duidelijkheid over te krijgen.



1.6 PFAS IN HUISSTOF

Het huisstof werd door een veldwerker actief bemonsterd met een stofzuiger volgens het protocol van Harrad et al. (2008), waarbij een vloeroppervlakte wordt afgebakend. Het huisstof werd verzameld in een filterzakje dat achter de stofzuigermond wordt geplaatst. Aan de deelnemers werd gevraagd om voorafgaand aan de monsternamen (gewoonlijk 1 week) de betrokken ruimtes (woonkamer, keuken en slaapkamer van de deelnemer) niet te stofzuigen of te poetsen met nat.

1.6.1 Welke gehalten worden waargenomen

PFOS, L+B PFOS, 6:2 FTS en 6:2 diPAP kon bij alle huisstofstalen (100%) gekwantificeerd worden terwijl PFOA en L+B PFOA in 95% van de huisstofstalen waargenomen werd. PFNA en PFDA werden in 84% van de huisstofstalen waargenomen en PFDoA in 63% van de in het huisstofstalen. PFBS werd bij 53% van de huisstofstalen waargenomen, 6:2/8:2 diPAP bij 47%, PFHxA bij 37% en PFTeA 8:2 FTS bij 32%. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in het huisstof.

Tabel 6: Overzicht van de PFAS-gehalten in huisstof (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B = lineair+vertakte vormen).

PFAS	huisstof (n=19) in ng/filter P50 (P25-P75)
PFHxA	<LOQ (<LOQ-1,41)
PFOA	1,07 (0,69-1,50)
L+B PFOA	1,05 (0,76-1,98)
PFNA	0,69 (0,48-0,88)
PFBS	0,21 (<LOQ-0,68)
PFOS	0,82 (0,71-1,04)
L+B PFOS	1,80 (1,32-1,95)
6:2 diPAP	3,34 (1,69-8,94)

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimit; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport

PFAS in huisstof waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFPeA, PFUnA, PFTrA, PFHxDA, PFDODA, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFDoS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, ADONA, PFECHS, 9Cl-PF3ONS, 11Cl-PF3OUdS

PFAS in huisstof met een mogelijke overschatting (recovery interne standaard onvoldoende)
PFBA (<LOQ), PFDA (1,19 (0,72-1,35)), PFTeA (<LOQ (<LOQ-0,27)), PFOSAA (<LOQ), MePFOSAA (<LOQ), L+B MePFOSAA (<LOQ), EtPFOSAA (<LOQ), L+B EtPFOSAA (<LOQ), 8:2 diPAP (<LOQ (<LOQ-0,34)), HFPO-DA (<LOQ)

PFAS in huisstof met een indicatieve resultaten (meetfout groter dan 50%)
PFHpA (<LOQ), PFDoA (0,62 (<LOQ-1,01)), 4:2 FTS (<LOQ), 6:2 FTS (0,28 (0,17-0,45)), 8:2 FTS (<LOQ (<LOQ-0,16)), 10:2 FTS (<LOQ), 6:2/8:2 diPAP (0,64 (0,44-2,16))

Geen metingen uitgevoerd in huisstof
6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

1.6.2 Welke factoren hebben mogelijk een invloed

In huisstof van recentere woningen werden lagere mediane gehalten aan PFOS en L+B PFOS waargenomen dan in huisstof van oudere woningen. Dit kan mogelijk een indicatie zijn voor aanwezigheid van PFAS in bouwmaterialen. Aanwezigheid van **bouwmaterialen** waarvoor in onze resultaten hogere mediane gehalten in huisstof werden waargenomen zijn: kunststof ramen (hoger aandeel PFBS>LOQ), houten plafond (hoger aandeel PFBS >LOQ) en laminaat (L+B PFOS). Voor aanwezigheid van bezette welfsels, parket en tegels werden lagere mediane PFAS-gehalten in huisstof waargenomen. Dit kan ook te maken hebben met andere factoren, zoals **poetsgedrag**. In woningen waar meerdere keren per week of dagelijks werd geïmagineerd (stofzuigen of met nat) werden lagere mediane PFAS-gehalten in huisstof waargenomen. In onze resultaten observeren we ook dat in huisstof van deelnemers die **producten** gebruiken om leder te behandelen hogere mediane gehalten aan PFAS worden waargenomen. Ook in huisstof van woningen waar alle bemonsterde ruimtes manueel verlucht werden (openen ramen of deuren), observeerden we hogere mediane gehalten aan PFAS dan in huisstof van woningen waar slechts een deel van de bemonsterde ruimtes manueel verlucht werd.

1.7 PFAS IN SERUM

Bij alle deelnemers werd door ervaren studieverpleegkundigen minstens 5 ml bloed afgenomen voor de bepaling van PFAS in serum.

1.7.1 Welke gehalten worden waargenomen

Alle onderzochte deelnemers vertonen 100% kwantificeerbare PFOA, L+B PFOA, PFHxS, L+B PFHxS, PFOS en L+B PFOS niveaus in hun serum. Bovendien kon in bijna alle serumstalen PFNA (95%) en PFDA (89%) waargenomen worden. PFUnA kon bij 53% van de stalen gekwantificeerd worden. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen. De deelnemers worden het meest blootgesteld aan lineair en vertakt PFOS, lineair en vertakt PFHxS, lineair en vertakt PFOA, PFNA en PFDA.

De hoogste gehalten worden waargenomen voor PFOS en lineair + vertakt PFOS. Ook in deze groep deelnemers stellen we een aanzienlijke bijdrage van vertakte PFOS-vormen vast.

Tabel 7: Overzicht van de PFAS-gehalten in serum (lineaire PFAS-componenten tenzij anders vermeld via L+B = lineair+vertakte vormen).

PFAS	serum (n=19) in µg/l P50 (P25-P75)
PFOA	0,98 (0,8-1,31)
L+B PFOA	1,17 (0,99-1,48)
PFNA	0,32 (0,25-0,48)
PFDA	0,25 (0,16-0,3)
PFUnA	0,12 (<LOQ-0,16)
PFHxS	0,65 (0,41-0,81)
L+B PFHxS	0,73 (0,46-0,92)
PFOS	4,2 (2,2-6,72)
L+B PFOS	13,19 (7,09-18,66)

n: aantal deelnemers, P50: mediaan, P25: 25^{ste} percentiel, P75: 75^{ste} percentiel, LOQ: kwantificatielimit; meer informatie over de berekenmethode en de LOQ is te vinden in het rapport

PFAS in serum waarvoor meer dan 75% van de stalen < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFDoA, PFBS, PFHpS

Geen metingen uitgevoerd in serum

PFTra, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFPeS, PFNS, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

Vergelijking met eerdere meetwaarden in de 4^{de} VHBP-cyclus (2016-2020)

De meetwaarden in het serum voor de PFAS-componenten van de 19 deelnemers van de huidige studie (bloedafname in 2021) werden vergeleken met de meetwaarden in het serum van dezelfde 19 deelnemers uit de 4^{de} VHBP-cyclus (2016-2020, bloedafname in 2017-2018), uitgevoerd door hetzelfde laboratorium. De vergelijking werd enkel uitgevoerd voor de lineaire PFAS omdat in de 4^{de} VHBP-cyclus nog geen vertakte vormen van PFAS gemeten werden. Op groepsniveau zijn er voor PFOS, PFOA, PFDA en PFNA geen significant verschillen tussen de gehalten in het serum van deelnemers van de huidige studie (PFAS@home) en in serum van dezelfde deelnemers tijdens het de 4^{de} VHBP-cyclus. Dit suggereert dat voor deze PFAS-componenten op groepsniveau de lichaamsbelasting tussen beide studies gelijkaardig is gebleven. Voor PFHxS wordt er wel een verschil

waargenomen met $p=0,09^6$, met in de huidige studie een iets hogere mediaan en spreiding in de huidige studie t.o.v. FLEHS 4.

1.7.2 Welke factoren hebben mogelijk een invloed

Voor PFAS in **serum** observeren we voor verschillende PFAS-componenten hogere mediane gehalten bij meisjes dan bij jongens. Dit is tegengesteld aan resultaten in andere studies. Er wordt aangenomen dat meisjes een deel van hun lichaamsbelasting aan PFAS uitscheiden via de menstruatie. In de huidige studie hebben we een kleine studiepopulatie en wordt er ook geen rekening gehouden met andere mogelijke invloedfactoren zoals gebruik van cosmetica of contact met PFAS-bevattende producten via hobby's. We hebben ook geen informatie of de meisjes in deze studie al menstrueerden.

In eerdere Vlaamse HBM-studies werd reeds aangetoond dat **eten van eieren** van eigen kippen kan bijdragen aan de PFAS-serumwaarden. In deze studie, waar alle deelnemers eieren van eigen kippen eten, stellen we vast dat ook het aandeel eieren van eigen kippen een mogelijk rol kan spelen. Bij deelnemers waarbij de eieren altijd afkomstig zijn van eigen kippen nemen we hogere PFAS-gehalten in serum waar dan bij deelnemers die ook eieren van de winkel eten. In de resultaten nemen we ook waar dat een hogere leeftijd van de kippen gecorreleerd is met hogere PFAS-gehalten in serum (L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS en PFOS). Dezelfde waarneming deden we ook bij de PFAS-gehalten in eieren, maar daar waren het PFAS met langere ketens (PFDoA, PFTrA, PFTeA en PFOS).

Voor **eten van groenten** uit eigen tuin zijn er in deze beperkte studiepopulatie weinig tot geen aanwijzingen voor een mogelijke rol in de PFAS-gehalten die we waarnemen in serum. Wel observeren we hogere mediane concentraties aan PFNA, PFOS en L+B PFOS in serum bij deelnemers die een composthoop hebben en zien we ook bij de bodem van de moestuin een hogere mediane concentratie aan PFOS als er een composthoop aanwezig is.

We kunnen ook voor de **kenmerken van de woning** een aantal mogelijke pistes identificeren die verder onderzocht kunnen worden. Net zoals bij huisstof, vertonen de serumresultaten ook lagere mediane gehalten bij recentere woningen dan bij oudere woningen, zij het dan voor PFHxS en L+B PFHxS (bij huisstof was het PFOS en L+B PFOS). Net zoals bij huisstof, zijn er ook voor de serumresultaten een aantal bouwmaterialen die mogelijk een determinant zijn voor de lichaamsbelasting aan PFAS, zijnde kunststof ramen (L+B PFOA, hoger % PFUnA >LOQ), welfsels met afwasbare verf (PFNA, PFOS, L+B PFOS), gipsplaten met afwasbare verf (PFHxS, L+B PFHxS). Net zoals voor huisstof observeren we bij deelnemers met parket lagere mediane gehalten aan PFOS in serum en bijkomend ook voor PFNA. Bij aanwezigheid van tegels worden hogere mediane PFAS-gehalten in serum geobserveerd. Dit is tegengesteld aan de resultaten voor huisstof waar lagere mediane gehalten werden waargenomen indien een tegelvloer aanwezig was. Voor stofzuigen en poetsen met nat worden voor serum gelijkaardige resultaten waargenomen als voor huisstof, zijnde lagere mediane gehalten aan PFAS bij deelnemers waar meerdere keren per week of dagelijks gepoetst wordt. Ook gelijkaardig aan de resultaten in huisstof is dat bij deelnemers die producten gebruiken om leder te behandelen hogere mediane concentraties PFOS in serum worden waargenomen.

⁶ Omwille van de beperkte omvang van de studiepopulatie (19 deelnemers) wordt in het rapport niet gewerkt met een significantieniveau, wel worden de p-waarden vermeld. Het aflijnen van significantieniveau zou verkeerdelijk de indruk kunnen wekken dat er over bepaalde resultaten meer zekerheid is, wat met zo'n beperkt aantal deelnemers niet het geval is.

1.7.3 In welke mate dragen de milieucompartimenten bij tot de gehalten in serum

In deze studie werd een methodologie uitgetest om de bijdrage van de milieucompartimenten tot de gehalten in serum in te schatten op twee manieren: enerzijds met statistische technieken en anderzijds met rekenmodellen. Deze studie legt een basis voor verder onderzoek, onder meer in de regio rond 3M en in de volgende studies van het Vlaams Humaan-Biomonitoringprogramma, waarin deze methodologie bevestigd, verdiept en verfijnd kan worden.

De bijdrage van de PFAS-gehalten in de milieucompartimenten (bodem, water, huisstof, groenten, eieren) tot de gehalten in serum werd ingeschat aan de hand van correlatietesten. Deze testen konden enkel worden uitgevoerd voor de PFAS met minstens 40% meetwaarden boven de kwantificatielimiet. In verschillende milieucompartimenten is het aantal PFAS dat aan deze voorwaarde voldoet erg beperkt, zeker in leidingwater en in de groenten.

Correlaties van matige sterkte met PFAS in serum werden waargenomen voor huisstof (I+b PFOA, PFOS en I+b PFOS), eieren (PFDoA en PFOS) en bodem van de moestuin (PFBA). Deze milieucompartimenten dragen dus mogelijk deels bij aan de PFAS-gehalten in het lichaam.

Omdat de PFAS-gehalten in het huisstof en eieren de belangrijkste bijdrage leveren aan de humane blootstelling, werd bijkomend onderzocht welke milieucompartimenten op hun beurt bijdragen aan de PFAS-gehalten in huisstof en eieren. Op basis van de correlatietesten kunnen volgende waarnemingen gedaan worden:

- Er is een matige correlatie tussen PFOS in de bodem van de moestuin en I+b PFOS in het huisstof. Dit wijst op mogelijk aanwezigheid van bodemdeeltjes in het huisstof of op een gezamenlijke bron (vb. gebruik van sprays, verbouwingen of een andere ongekende bron).
- Er is een matige correlatie tussen PFOS in de bodem van de kippenren en PFOS in de eieren. Dit kan wijzen op een transfer van PFOS in de bodem naar de kippeneieren.

Voor de tweede benaderingsmethode werd het rekenmodel Merlin Expo gebruikt om doorrekeningen te kunnen uitvoeren voor PFOS en PFOA. De blootstellingsmodellering met dit computerrekenmodel wijst uit dat de consumptie van eieren van eigen kippen een belangrijke factor is voor blootstelling aan PFOS en PFOA, vergeleken met de andere hier onderzochte milieucompartimenten. De bijdrage van eieren van eigen kippen aan de blootstelling op basis van de gemiddelde PFOS en PFOA-gehalten in de eieren bedroeg 38% voor PFOS en 64% voor PFOA. De blootstellingsroute via huisstof kon echter niet optimaal worden berekend omdat de eenheden van de gerapporteerde gegevens (uitgedrukt per filter) niet geschikt waren voor de rekenmodules en er via aannames een omrekening werd gedaan. Mogelijk wordt de bijdrage van huisstof tot de blootstelling aan PFOS en PFOA hierdoor onderschat. In groenten en water lagen alle meetwaarden voor PFOS en PFOA onder de LOQ waardoor deze niet in rekening konden gebracht worden. Volgens de modellen is ook commerciële voeding een belangrijke bron van PFAS, met een berekende bijdrage tot de blootstelling van 62% voor PFOS en 36% voor PFOA.

2 ENGLISH SUMMARY

Reason for the study

The Flemish Environment and Health Studies (FLEHS) have been monitoring exposure of the general Flemish population to per- and polyfluoroalkyl compounds or PFAS in Flanders since 2007. PFAS are a large group of over 6000 individual poly (partially) or per (fully) fluorinated alkyl compounds that are both water and fat repellent and highly resistant to extreme abiotic conditions, such as high temperatures. Therefore, PFAS are used in many applications. Once in the human body, some of these compounds can persist for years and disrupt our health. During the policy implementation of the third FLEHS cycle, it became clear that the available health-based guidance values were exceeded for some PFAS components. This resulted into the Flemish PFAS action plan to reduce exposure to PFAS in Flanders. This exploratory study is one of the actions in this action plan and was started in September 2020, before there was increased media attention for PFAS in Flanders.

Information on PFAS applications

These compounds are used in e.g. fire-fighting foam, treatment of textiles, paper and packaging materials, cooking gear, cosmetics and household products such as cleaning agents, lubricants, paint, lacquers, pesticides, wax for floors or cars.

Information on health effects of PFAS

Scientific studies have linked PFAS to multiple health effects. A reduced immune response to childhood vaccinations is currently considered the most critical effect. In addition, other effects have also been reported such as endocrine disruption, increased cholesterol levels, disturbance of liver function, reduction of birth weight, reduced fertility, increased risk of high blood pressure during pregnancy and preeclampsia, influence on growth, learning capacity and behavior of children, increased cancer risk.

Aim of the study

This study aims to gain more insight into important routes of exposure through which PFAS in the environment can enter the human body and how these can be studied, via measurements of PFAS in human samples (serum) and in multiple environmental compartments of our living environment and via additional exposure modelling. This study, with a limited study population size, mainly aims to test an approach and methodology for future studies.

This methodology development focused on the following questions:

1. What are the levels of PFAS in the various environmental compartments in and surrounding residences in Flanders, and by extension in crops and animal products such as eggs from private cultivation?
2. To what extent do these environmental compartments contribute to human exposure?

3. Can influencing factors be identified that are associated with the observed variation in PFAS concentrations?
4. Which policy recommendations can be formulated in addition to the PFAS action plan?

Study approach

Participants

Candidates for participation in this study were selected from the participants in the 4th FLEHS cycle (2016-2020), which was carried out by the Center for Expertise on Environment and Health. Of the 610 adolescents who participated in the 4th FLEHS cycle, the 125 participants who indicated to own a vegetable garden and/or chickens received an invitation letter in January 2021. A reminder was sent in February and the adolescents were also contacted by telephone. In addition, the other 485 participants were also contacted by email in March 2021. A total of 19 participants submitted a signed consent form, 6 girls and 13 boys, aged 17 years (7 participants) and 18-19 years (12 participants). The recruitment of this study took place in the period January-March 2021; which is prior to the increased attention for PFAS in the surroundings of the 3M plant in Zwijndrecht, Flanders (April 2021).

Samples

PFAS were measured in following samples:

- Available at all 19 participants:
 - o Soil of the chicken run
 - o Home-produced chicken eggs
 - o Drinking water chickens (tapwater, rainwater or groundwater)
 - o Tapwater
 - o House dust (pooled samples from the living room, kitchen and bedroom)
 - o Serum
- Available at 15 participants:
 - o Soil from the vegetable garden
 - o 4 types of vegetables
 - o Irrigation water for the vegetable garden (tapwater or rainwater)
- Available at 6 participants: compost

PFAS measurements

The intention was to measure the same set of PFAS in all collected samples. During the course of this study, there has been increased media attention for PFAS exposure of residents surrounding the 3M plant in Zwijndrecht. Under the impulse of the appointed PFAS contract holder, this has resulted in enhanced cooperation between various governmental administrations and research centres and an enhanced deployment of resources. This was a major leap forward in the expansion of PFAS measurement methods, but also resulted in a large number of samples from the 3M region that had to be analysed. The samples from the current study were planned along with the analyzes of other studies. As a result, in some samples of this study more PFAS

were analysed than initially planned, but in other samples also less PFAS was measured than initially planned. The number of PFAS measured in the sample types varies from 16 PFAS components in serum to 46 PFAS components in compost and vegetables. The analyses were performed by two laboratories: ECOSPHERE from the Antwerp university performed the analyses of the egg samples, VITO-GOAL performed the analyses of the soil, compost, water, vegetables, house dust and serum samples.

The results in short

Below is given first a brief overview of the main findings. The results are then summarized per sample type. For the calculation of the descriptive statistics of the PFAS levels, such as median and the 25th and 75th percentiles, values below the reporting limit or limit of quantification (LOQ) were set to half the LOQ value.

Question 1: Which PFAS levels were observed?

- PFOS and PFOA are found above the reporting limit in almost all samples from the soil (chicken run and vegetable garden), compost, eggs, house dust and serum, but not in water (all types) and vegetables.
- PFOS and PFOA are dominant PFAS in the soil, compost, house dust and serum samples.
- In the egg samples, the highest median concentrations are observed for PFAS compounds PFTeA and PFDoA.
- In all soil samples, with exception of 1 vegetable garden, PFOS- and PFOA- levels were below the temporary set remediation value for residential areas with a garden (3.8 µg/kg dry matter for PFOS and 4.3 µg/kg dry matter for PFOA) and with the exception of 1 vegetable garden, the PFOS and PFOA levels for all soil samples were also below the target value for background area (1.5 µg/kg dry matter for PFOS and 1 µg/kg dry matter for PFOA).
- The samples of all water types are dominated by 6:2 FTS. The values for all other PFAS compounds in water were below the reporting limit of 20 ng/L, making comparison with test values difficult.
- 6:2 FTS was also significantly observed in house dust.
- Because the analysis results for 6:2 FTS, both in water and in house dust, showed large uncertainties, a clear interpretation for these results could not be derived. Further research on both the sampling and analysis method is needed for use in future studies.
- At group level, PFAS serum concentrations are comparable with the previous results of the 4th FLEHS cycle, in which these participants also participated. Only for PFHxS slightly higher values are now observed.

Question 2: To what extent do the studies environmental compartments contribute to human PFAS exposure?

Statistical techniques indicate a possible contribution of house dust, eggs and soil to human exposure, as PFAS in serum showed a correlation of moderate strength (r between 0.47 and 0.68)⁷ with

- PFAS in house dust

⁷ [Correlation Coefficients: Appropriate Use and Interpretation : Anesthesia & Analgesia \(lww.com\)](https://www.lww.com)

- PFAS in eggs
- PFAS in soil of the vegetable garden

Observing a correlation between the PFAS in serum and the PFAS in the environmental compartments does not imply a possible causal relationship.

According to calculations with the Merlin Expo calculation model, using the available data from this limited study, the largest contribution to PFOS exposure comes from commercial food (on average 62%) and there is also an important contribution from consumption of home-produced eggs (on average 38%). For PFOA, the calculated contribution from commercial food is on average 36% and consumption of home-produced eggs on average 64%. According to these calculations, the contribution of house dust and soil are very limited (<1%). The contribution of house dust may be underestimated because the measurement data were expressed in a unit that is less suitable for the model. The contribution of vegetables could not be estimated because all measurements for PFOS and PFOA were below the reporting limit.

Question 3: Which influencing factors contribute to the observed variation in PFAS levels?

To answer this question, the 19 participants were divided into groups according to their answers to the questions in the questionnaire. The number of participants per group is sometimes very small (eg 3 participants). Results of this comparison may therefore be influenced by other characteristics of the participants that also happen to be present in a particular group. The results should consequently be considered with caution. For that reason, **the observations mentioned below should not be regarded as conclusions, but as possible hypothesis for further investigation.**

- Most information on hypothesis to be investigated was obtained for PFAS in house dust, eggs and serum. The results showed little or no evidence of possible influencing factors, derived from the used questionnaires, for PFAS in soil, water and vegetables.
- In house dust
 - o For some PFAS, higher median levels in house dust are observed in case certain building materials are present in the sampled areas (eg plastic windows, plastered vaults, wooden ceiling, laminate flooring).
 - o For some PFAS, lower median levels in house dust are observed with the presence of certain building materials (eg tiled floor, wooden floor).
 - o Lower median levels of PFAS in house dust were observed in homes of participants who cleaned several times a week or daily (vacuuming or with water) than in homes of participants who cleaned weekly or fortnightly.
 - o For some PFAS, higher median levels in house dust were observed when participants use products to treat leather.
- In eggs
 - o Higher median PFAS levels were observed in eggs from older chickens, in eggs from home-bred chickens, in case grass clippings were thrown into the chicken run, in case the chickens

were fed sauces, in the presence of grass in the chicken run, with a smaller foraging area and more vegetation in the chicken run.

- Lower median PFAS levels in eggs were observed in case the chickens were fed leftovers and peelings from vegetables and fruits NOT from the garden and in case the chickens were fed outside on the soil.
- In serum
 - Higher median serum PFAS levels were observed in participants where the consumed eggs were always home-produced, with older hens, living in older homes, in the presence of some building materials (e.g. plastic windows, washable paint on vaults or plasterboards, tiled floor), when using products to treat leather, when there is a compost heap and when using compost in the garden.
 - Lower median serum PFAS levels were observed in participants having wooden floors in the living room, kitchen or bedroom and in participants who cleaned several times a week or daily (vacuuming or with water).

Findings related to the methodology

- Along the duration of the project, the study design was adapted by also including samples of compost and water in the study. These late changes required an update of the ethical dossier, additional consent from the participants and may have contributed to the low number of compost samples available and possible confusion concerning the water samples. Adjustments to the study protocol or design during the course of the fieldwork are therefore not recommended.
- Using electronic questionnaires in which a control check is built in for the answer fields (e.g. type of number format, date or text) can contribute to an efficient construction of the database.
- For participants it sometimes proves to be difficult to distinguish between a rainwater well and a groundwater well, especially if it concerns an older house where the participant did not have the well installed himself. Contact with one of the study staff members can help to deal with such uncertainties.
- Although an existing and published protocol was used for house dust sampling, in our study this method did not allow to weigh the collected dust. As a result, it was not possible to express the PFAS levels in house dust samples per gram of house dust, which was necessary for the modelling. Optimization of this method or the development of an alternative method seems appropriate here.
- Although the study population is very limited in size, it seems sufficient in background areas without a PFAS source to take one pooled soil sample per location.
- The analysis of some 'newer' PFAS, such as 6:2 FTS, appear to require further optimization.
- Knowledge about sources, exposure routes, properties and health effects of branched PFAS components is still very limited. Further research is needed to understand the significance for and the impact on the Flemish population.
- For various analysis, e.g. in water and in vegetables, many measurements were below the LOQ. As a result, these data could not be used for further statistical processing or for use in the calculation

models. Further research on possible optimization of the analysis methods to obtain lower LOQs is recommended here.

- A study population of 19 participants is very limited to formulate conclusions and limits the results to formulating recommendations for further research. Larger study populations of at least 100 individuals are recommended. Larger groups are especially required to identify possible factors that may influence PFAS exposure. With larger groups, techniques can be used that take into account several factors simultaneously, thus reducing the chance that the observed result is a coincidental finding.
- The use of correlation tests appears to be a suitable method to perform a first rough exploration of the relationship between PFAS in serum and in environmental compartments. The strength of the correlation provides information about the possible contribution to human exposure or the possible presence of similar sources for the environmental compartments and the body burden. It is recommended, however, to combine this technique with other techniques, such as regression analysis or exposure modelling, which allow more refinement of any associations.
- The usability of the Merlin Expo calculation model can be increased by:
 - o The availability of more recent and more accurate Flemish background data on PFAS in commercial food.
 - o The availability of PFAS levels in more environmental compartments (e.g. water and vegetables (lower LOQ needed) and levels in house dust expressed per gram of dust).

Other recommendations:

Based on the results in this limited study population, it can be recommended to:

- further investigate the possible contribution of house dust to the PFAS body burden and to investigate possible common sources for PFAS in house dust, soil and serum. The correlation analysis already showed a moderate correlation between the PFAS in house dust and the PFAS in soil and serum. The determinant analysis also showed a number of possible influencing factors that are observed with both house dust and serum (e.g. house age, plastic windows, products for treating leather, cleaning).
- further investigate where the PFAS in the chicken eggs may come from (e.g. soil organisms, diet of the chickens).
- continue stimulation of alternating home-produced eggs with eggs from the store to limit exposure to PFAS.

2.1 PFAS IN SOIL FROM THE VEGETABLE GARDEN AND THE CHICKEN RUN

Samples from the soil of the vegetable garden could be taken at 15 location and from the soil of the chicken run at all 19 location. Each soil sample consisted of a pooled sample of 10-15 randomly sampled sub-samples (20 cm of depth for the vegetable garden and 10 cm of depth for the chicken run), spread over the entire surface of the vegetable garden and the chicken run. The samples were collected by an experienced field worker according to the code of good practice⁸.

2.1.1 Which levels are observed?

PFOS could be quantified in all soil samples from the **vegetable garden** (100%) and PFOA was quantified in 93% of the soil samples. PFBA was observed in 40% of the soil samples and PFDA and PFNA in 27% of the samples. The other PFAS components were rarely or not observed in the soil of the vegetable garden.

PFOS could be quantified in all **chicken run** soil samples (100%) and PFOA was quantified in 84% of the soil samples. PFBA and PFDA were observed in 37% of the soil samples and PFNA in 26% of the samples. The other PFAS components were rarely or not observed in the soil of the chicken run.

We can conclude that the observed PFAS components in the soil of the vegetable garden and of the chicken run are similar at these 19 locations.

Table 1: Overview of the PFAS levels in soil of the vegetable garden and of the chicken run (linear PFAS components unless mentioned otherwise through L+B⁹ = linear+branched forms).

PFAS	Soil vegetable garden (n=15) P50 (P25-P75) in µg/kg dm	Soil chicken run (n=19) P50 (P25-P75) in µg/kg dm
PFBA	0.16 (<LOQ-0.26)	<LOQ (<LOQ-0.20)
PFOA	0.26 (0.18-0.42)	0.22 (0.12-0.35)
PFNA	<LOQ (<LOQ-0.10)	<LOQ (<LOQ-0.12)
PFDA	<LOQ (<LOQ-0.10)	<LOQ (<LOQ-0.11)
PFOS	0.55 (0.30-0.75)	0.48 (0.27-0.54)

n: number of participants, P50: median, P25: 25^{ste} percentile, P75: 75^{ste} percentile, LOQ: limit of quantification, dm: dry matter; more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

⁸ [Ovam 2017 Richtlijnen voor onderzoek van de moestuin en kippenren. Staalnameprotocol Tuinier – website gezonduiteigengrond](#)

⁹ L+B means linear + branched forms

PFAS in soil of the vegetable garden and of the chicken run for which more than 75% of the samples < LOQ

PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFDoA, PFUnA, PFTrA, PFTeA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFDS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, HFPO-DA, ADONA

No analysis performed in soil samples

PFHxDA, PFODA, L+B PFHxS, L+B PFOS, PFNS, PFDoS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

Comparison with guidance values

In April 2022, the contract holder proposed a temporary framework for action for various environmental compartments to tackle the PFAS problem in Flanders. The established soil remediation value for PFOS (3.8 µg/kg dry matter) and PFOA (4.3 µg/kg dry matter) in the soil of a residential zone was not exceeded in any of the soil samples, with exception of 1 vegetable garden where the soil remediation test value for PFOS was exceeded to a limited extent.

All soil samples from the vegetable garden and chicken run, with the exception of 1 vegetable garden, were also below the target values derived in 2020 for PFOS (1.5 µg/kg dry matter) and PFOA (1 µg/kg dry matter), being the background concentration in non-polluted soil (based on the 90th percentile values of measurements on 50 unsuspected and non-polluted samples from Flemish soils)¹⁰. The 19 locations in this study can therefore be regarded as background locations.

2.1.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

The results in this limited study population indicated the following hypotheses for further research on PFAS in soil of vegetable gardens: differences in median PFBA levels could be observed according to the type of material (garden hose, watering can, both) used to water the vegetable garden. However, interpretation of this result is still unclear and needs further research on a larger group of participants.

2.2 PFAS IN COMPOST

Compost samples could only be taken at 6 locations. These were taken using the same procedure as for the soil samples.

¹⁰ [QVAM 2022 Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties](#)

2.2.1 Which levels are observed?

PFOS and L+B PFOS could be quantified in all compost samples (100%) and PFOA and L+B PFOA were quantified in 83% of the compost samples. PFDA could be quantified in 50% of the samples and PFNA, PFUnA and 6:2 diPAP in only some of the samples. The other PFAS components were not detected in compost or only in 1 sample.

Table 2: Overview of the PFAS levels in compost samples (linear PFAS components unless mentioned otherwise using L+B = linear+branched forms).

PFAS	compost (n=6) in µg/kg dry matter P50
PFOA	0.22
L+B PFOA	0.22
PFDA	<LOQ
PFOS	0.46
L+B PFOS	0.64

n: number of participants, P50: median, P25: 25ste percentile, P75: 75ste percentile, LOQ: limit of quantification, dm: dry matter; more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

PFAS in compost with over 75% of samples < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, HFPO-DA, ADONA, PFECBS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP

No analysis performed in compost

PFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 mnoPAP, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

2.2.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

Because compost could only be collected at 6 locations, this group was too small for further study.

2.3 PFAS IN WATER

An experienced field worker took samples of the irrigation water for the vegetable garden at 15 locations and at 19 locations of the drinking water for the chickens, each time at the collection point used by the participants. The irrigation water for the vegetable garden mainly consists of rainwater and at two locations of tap water. The drinking water of the chickens also mainly consists of rainwater, at 5 locations of tap water and at 1 location of groundwater. All participants also self-sampled the tap water, using an instruction sheet that was sent to them.

2.3.1 Which levels are observed?

6:2 FTS could be quantified in 87% of the **irrigation water** samples used to water the vegetable garden. The other PFAS components were seldomly or not observed in the irrigation water for the vegetable garden.

6:2 FTS could be quantified in 74% of the drinking water samples from the chickens. The other PFAS components were not observed in the **chickens' drinking water**.

6:2 FTS was observed above the LOQ in 80% of the **rainwater** samples, PFHpA and PFOA were observed above the LOQ in one sample.

6:2 FTS could be quantified in 84% of the **tap water** samples for human consumption. The other PFAS components were not detected in the tap water. The results for 6:2 FTS in this study are much higher compared to the measurement results reported by VMM in drinking water (2021) and in surface water and groundwater intended for drinking water production (2022). The reason for this observation is not yet clear. This needs further investigation.

We can state that the PFAS levels in the samples of irrigation water of the vegetable garden, the drinking water for the chickens and the tap water for human consumption are comparable at these locations.

Table 3: Overview of the PFAS levels in the irrigation water for the vegetable garden, the drinking water for the chickens, in rainwater and in tap water (linear PFAS components unless mentioned otherwise using L+B = linear+branched forms).

PFAS	water vegetable garden (n=15) in ng/l P50 (P25-P75)	water chickens (n=19) in ng/l P50 (P25-P75)	rainwater (n=19) in ng/l P50 (P25-P75)	Tapwater (n=19) in ng/l P50 (P25-P75)
6:2 FTS	44 (28-72)	28 (<LOQ-64)	29 (24-66)	55 (30-115)

n: number of participants, P50: median, P25: 25ste percentile, P75: 75ste percentile, LOQ: limit of quantification, dm: dry matter; more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

PFAS in water for the vegetable garden, water for the chickens and rainwater with over 75% of the samples < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNA, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, MePFOSA, EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9Cl-PF3ONS, 11Cl-PF3OUdS

No analysis performed in water for the vegetable garden, water for the chickens and rainwater

L+B PFOA, L+B PFHxS, L+B PFOS, L+BPFOSA, L+B MePFOSA, L+B EtPFOSA, L+B MePFOSAA, L+B, EtPFOSAA, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

PFAS in tap water with over 75% of the samples < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFOS, L+B PFOS, PFNA, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, MePFOSA, EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS

No analysis performed in tap water

L+BPFOSA, L+B MePFOSA, L+B EtPFOSA, L+B MePFOSAA, L+B, EtPFOSAA, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

2.3.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

Determinant analysis could only be performed for 6:2 FTS. In this limited study population, no indications were observed for possible influencing factors for the PFAS levels in the water types.

2.4 PFAS IN HOME-PRODUCED VEGETABLES

Seeds and planting material of four types of vegetables (potato, broad bean, lettuce and carrots) were delivered to 14 participants with a vegetable garden, together with a cultivation plan. The participants were asked to grow the vegetables according to the instructions given. Afterwards, the vegetables were sampled by an experienced field worker. A 15th participant did not have a vegetable garden of his own, but indicated during the period of fieldwork to consume vegetables from the garden of the grandparents, living near to the participant. In this garden, the field worker also collected vegetables of these four types (tuber vegetables, legume, leafy vegetables and root vegetables).

2.4.1 Which levels are observed?

The detection frequency of the PFAS components is different between the four types of vegetables.

In **leafy vegetables** (lettuce), PFBA was quantified in 43% of the samples and the other PFAS components were seldomly or not observed.

In **legumes** (broad beans), PFBA was quantified in 67% of the samples and 6:2 FTS in 60% of the samples and the other PFAS components were seldomly or not observed.

In **root vegetables** (carrots) and **tuber vegetables** (potatoes), all considered PFAS components were seldomly or not observed.

We can state that in this exploratory study, PFAS components are present in vegetables to a limited extent and probably only make a small contribution to human PFAS exposure in these 19 participants, except for PFBA in leafy vegetables and PFOA and 6:2 FTS in legumes.

Table 4: Overview of the PFAS levels in four types of vegetables (linear PFAS components, unless mentioned otherwise using L+B = linear+branched forms).

PFAS	Leafy vegetables (n=15) in ng/g wet weight P50 (P25-P75)	leguminous crops (n=15) in ng/g wet weight P50 (P25-P75)	Root vegetables (n=15) in ng/g wet weight P50 (P25-P75)	Tuber vegetables (n=15) in ng/g wet weight P50 (P25-P75)
PFBA	<LOQ (<LOQ-0.099)	0.12 (<LOQ-0.145)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)
6:2 FTS (indicative)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)	0.13 (<LOQ-1.84)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)	<LOQ (<LOQ-<LOQ)

n: number of participants, P50: median, P25: 25ste percentile, P75: 75ste percentile, LOQ: limit of quantification, more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

PFAS in leguminous, leafy, root and tuber vegetables with over 75% of the sameples < LOQ
 PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFOS, L+B PFOS, PFNA, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS

No analysis performed in leguminous, leafy, root and tuber vegetables
 PFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

2.4.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

For the vegetables, a determinant analysis could only be performed for PFBA in leguminous crops. The size of the vegetable garden seems to be a possible determinant for PFBA in the leguminous crops. A lower median for PFBA in leguminous crops was observed with pesticide use, which is contrary to the expectations. Further research is needed to determine the possible significance of these observations.

2.5 PFAS IN HOME-PRODUCED CHICKEN EGGS

Spread over a number of weeks, the participants collected 10 to 15 eggs from their own chickens for analysis. The eggs were collected by the participants themselves and stored at 4°C (refrigerator) until collected by the assigned field worker.

2.5.1 Which levels are observed?

PFOA, PFDaA and PFOS could be quantified in 95% of the egg samples and PFTrA and PFTeA in 84% of the egg samples. PFDA was observed in 53%, PFBA in 32% and PFNA in 26% of the egg samples. The other PFAS components were seldomly or not observed in egg samples.

Table 5: Overview of the PFAS levels in the home-produced chicken eggs (linear PFAS components, unless mentioned otherwise using L+B = linear+branched forms)

PFAS	Home-produced chicken eggs (n=19) in ng/g wet weight P50 (P25-P75)
PFBA	<LOQ (<LOQ-0.173)
PFOA	0.432 (0.360-0.522)
PFDA	0.293 (<LOQ-0.405)
PDoA	1.96 (1.33-2.66)
PFTrA	1.25 (0.711-1.81)
PFTeA	2.45 (1.01-3.53)
PFOS	1.31 (0.532-2.18)

n: number of participants, P50: median, P25: 25ste percentile, P75: 75ste percentile, LOQ: limit of quantification; more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

PFAS in egg samples with over 75% of the samples < LOQ

PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFUnA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFDS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, HFPO-DA, ADONA, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

No analysis performed in the egg samples

L+B PFOA, PFHxDA, PFDODA, L+B PFHxS, L+B PFOS, PFNS, PFDoS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, PFECHS

2.5.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

Higher median concentrations of mainly long-chain PFAS (PFDaA, PFTrA, PFTeA and PFOS) were observed at older age of the chickens (varies between 6 months and 5 years), which is in line with the persistence of the PFAS, resulting in an accumulation of PFAS levels with increasing age. Higher median levels of these long chain PFAS were also observed in egg samples in case the chickens were fed sauces. There may also be evidence for the maintenance of local PFAS contamination, e.g. the observation that the median PFOA levels in eggs were higher in eggs from home-raised chickens, that the median PFOA value in eggs was higher when grass clippings

were thrown into the chicken run, but lower if the peelings of vegetables or fruit not from their own garden were fed to the chickens. We would like to stress once again that these results always concern small groups of participants and that these results should therefore be further investigated in a larger study population.

It is generally assumed that chickens that have less contact with soil particles also absorb fewer contaminants that may be attached to the soil particles. Limiting contact of the chickens with soil particles can be achieved by, among other things, not feeding on the soil and good vegetation cover of the chicken run, which can be stimulated by having a sufficiently large size of the chicken run. In our results, we notice a higher percentage of PFDA values in eggs above the LOQ with a smaller size of the foraging area. In addition, in this group of 19 participants, we also notice lower median levels of PFOS and PFOA in eggs when the hens are fed outdoors on the soil, higher median levels of PFOA in eggs from hens where the chicken run is covered for more than $\frac{3}{4}$ and higher median levels of PFOA, PFTrA, PFTeA and PFOS if the chicken run contains grass. This may indicate that at these background locations contact with soil particles is less important for the PFAS levels in the eggs. On the other hand, in this study we also notice a correlation between PFAS levels in the eggs and PFAS levels in the soil of the chicken run. The interpretation of these results is therefore not so straightforward. Presumably other (underlying) factors also play a role here, that we have no data on in this study or that are not picked up due to the small number of participants. Further research with a larger study population is needed to clarify this.

2.6 PFAS IN HOUSE DUST

The house dust was actively sampled at delineated floor areas by a field worker using the vacuum cleaner protocol of Harrad et al. (2008). The house dust was collected in a filter bag, placed behind the vacuum cleaner mouth. Prior to sampling (usually 1 week), participants were asked not to vacuum or clean the specified areas (participant's living room, kitchen, and bedroom) with water.

2.6.1 Which levels are observed?

PFOS, L+B PFOS, 6:2 FTS and 6:2 diPAP could be quantified in all house dust samples (100%), while PFOA and L+B PFOA were quantified in 95% of the house dust samples. PFNA and PFDA were quantified in 84% of the house dust samples and PFDoA in 63% of the house dust samples. PFBS was quantified in 53% of the house dust samples, 6:2/8:2 diPAP in 47%, PFHxA in 37% and PFTeA 8:2 FTS in 32%. The other PFAS components were rarely or not observed in the house dust.

Table 6: Overview of the PFAS levels in house dust (linear PFAS components, unless mentioned otherwise using L+B = linear+branched forms).

PFAS	House dust (n=19) in ng/filter P50 (P25-P75)
PFHxA	<LOQ (<LOQ-1.41)
PFOA	1.07 (0.69-1.50)
L+B PFOA	1.05 (0.76-1.98)
PFNA	0.69 (0.48-0.88)
PFBS	0.21 (<LOQ-0.68)
PFOS	0.82 (0.71-1.04)
L+B PFOS	1.80 (1.32-1.95)
6:2 diPAP	3.34 (1.69-8.94)

n: number of participants, P50: median, P25: 25ste percentile, P75: 75ste percentile, LOQ: limit of quantification; more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

PFAS in house dust for which over 75% of the samples < LOQ

PFPeA, PFUnA, PFTrA, PFHxDA, PFDODA, PFPeS, PFHxS, L+B PFHxS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFDoS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, ADONA, PFECHS, 9Cl-PF3ONS, 11Cl-PF3OUdS

PFAS in house dust with a possible overestimation of the values (insufficient recovery internal standard)

PFBA (<LOQ), PFDA (1,19 (0,72-1,35)), PFTeA (<LOQ (<LOQ-0,27)), PFOSAA (<LOQ), MePFOSAA (<LOQ), L+B MePFOSAA (<LOQ), EtPFOSAA (<LOQ), L+B EtPFOSAA (<LOQ), 8:2 diPAP (<LOQ (<LOQ-0,34)), HFPO-DA (<LOQ)

PFAS in house dust with indicative results (measurement error > 50%)

PFHpA (<LOQ), PFDoA (0,62 (<LOQ-1,01)), 4:2 FTS (<LOQ), 6:2 FTS (0,28 (0,17-0,45)), 8:2 FTS (<LOQ (<LOQ-0,16)), 10:2 FTS (<LOQ), 6:2/8:2 diPAP (0,64 (0,44-2,16))

No analysis performed in house dust samples

6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

2.6.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

Lower median levels of PFOS and L+B PFOS were observed in house dust collected in more recent homes than in house dust from older homes. This may be an indication of the presence of PFAS in building materials. Building materials for which higher median PFAS levels in house dust were observed in our results are: plastic windows (higher proportion of PFBS>LOQ), wooden ceiling (higher proportion of PFBS>LOQ) and laminate flooring (L+B PFOS). Lower median PFAS levels in house dust were observed for the presence of plastered vaults, wooden flooring and tiled flooring. This can also be related to other factors, such as cleaning frequency. Lower median PFAS levels in house dust were observed in homes that were cleaned several times a week or daily (vacuuming or with water). In our results, we also observe higher median levels of PFAS in house dust collected in homes of participants who use products to treat leather. Also, in house dust from homes where all sampled rooms were manually ventilated (opening windows or doors), we observed higher median levels of PFAS than in house dust from houses where only part of the sampled rooms was manually ventilated.

2.7 PFAS IN SERUM

At least 5 ml of blood was collected from all 19 participants by experienced study nurses for the determination of PFAS in serum.

2.7.1 Which levels are observed?

All participants examined showed quantifiable PFOA, L+B PFOA, PFHxS, L+B PFHxS, PFOS and L+B PFOS levels in their serum. In addition, PFNA (95%) and PFDA (89%) could be quantified in almost all serum samples. PFUnA could be quantified in 53% of the samples. The other PFAS components were rarely or not observed. The participants are most exposed to linear and branched PFOS, linear and branched PFHxS, linear and branched PFOA, PFNA and PFDA. The highest levels are observed for PFOS and linear + branched PFOS. Also, in this group of participants we find a significant contribution of branched PFOS forms.

Table 7: Overview of the PFAS levels in serum (linear PFAS-components, unless mentioned otherwise using L+B = linear+branched forms).

PFAS	serum (n=19) in µg/l P50 (P25-P75)
PFOA	0.98 (0.8-1.31)
L+B PFOA	1.17 (0.99-1.48)
PFNA	0.32 (0.25-0.48)
PFDA	0.25 (0.16-0.3)
PFUnA	0.12 (<LOQ-0.16)
PFHxS	0.65 (0.41-0.81)
L+B PFHxS	0.73 (0.46-0.92)
PFOS	4.2 (2.2-6.72)
L+B PFOS	13.19 (7.09-18.66)

n: number of participants, P50: median, P25: 25ste percentile, P75: 75ste percentile, LOQ: limit of quantification; more information on the methodology and the LOQ values is available in the report.

PFAS in serum with over 75% of the samples < LOQ

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFDoA, PFBS, PFHpS

No analysis performed in serum

PFTTrA, PFTeA, PFHxDA, PFDODA, PFPeS, PFNS, PFDS, PFDoS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, PFOSA, L+B PFOSA, MePFOSA, L+B MePFOSA, EtPFOSA, L+B EtPFOSA, PFOSAA, MePFOSAA, L+B MePFOSAA, EtPFOSAA, L+B EtPFOSAA, 6:2 monoPAP, 8:2 monoPAP, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, HFPO-DA, ADONA, PFECHS, 9CI-PF3ONS, 11CI-PF3OUdS, PFMPA, PFMBA, NFDHA, PFEESA

Comparison with previous measurements in FLEHS 4 (2016-2020)

The serum levels for the PFAS components of the 19 participants of the current study (blood collection in 2021) were compared with the serum levels of the same 19 participants from FLEHS 4 (2016-2020, blood collection in 2017- 2018), performed by the same laboratory. The comparison was only done for the linear PFAS because no branched forms of PFAS were measured in FLEHS 4. At the group level, for PFOS, PFOA, PFDA and PFNA, there are no significant differences between serum levels of participants in the current study (PFAS@home) and serum levels of the same participants during FLEHS 4. This suggests that for these PFAS group levels, the body burden remained similar between the two studies. For PFHxS, a difference is observed with $p=0.09^{11}$, with a slightly higher median and larger distribution in the current study compared to FLEHS 4.

¹¹ Due to the limited size of the study population (19 participants), the p-values are reported but no predefined significance level was used in the report. Using a significance level could falsely give the impression that there is more certainty about specific results, which is not the case with such a limited number of participants.

2.7.2 What are possible influencing factors for the PFAS levels?

For serum PFAS, we observe higher median levels for several PFAS components in girls compared to boys. This is contrary to results in other studies. Girls would eliminate some of their body burden of PFAS through blood loss during menstruation. In the current study, we have a small study population and do not take into account other possible influencing factors such as use of cosmetics or contact with PFAS-containing products through hobbies. We also have no information about whether the girls in this study were already menstruating.

Previous Flemish HBM studies have already shown that eating **home-produced eggs** can contribute to higher PFAS serum levels. In this study, where all participants eat home-produced eggs, we find that the proportion of home-produced eggs may also be important. Higher serum PFAS levels were observed in serum of participants whose consumed eggs were always home-produced, compared to serum from participants who also consumed store-bought eggs. The results also show higher serum PFAS levels (L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS and PFOS) with a higher age of the chickens owned by the participants. The same was also observed for PFAS levels in eggs, for longer chain PFAS (PFDoA, PFTrA, PFTeA and PFOS).

In this limited study population, there is little or no indication for a possible influence of consumption of **home-produced vegetables** on the PFAS levels observed in serum. We do observe higher median concentrations of PFNA, PFOS and L+B PFOS in serum of participants who possess a compost heap and as well as a higher median concentration of PFOS in the soil of the vegetable garden if a compost heap is present.

We can also identify a number of possible hypothesis that can be further explored for the **characteristics of the homes**. In line with the results for house dust, the serum results also show lower median PFAS levels in participants living in more recent homes than in older homes, but for PFHxS and L+B PFHxS (for house dust it was PFOS and L+B PFOS). Comparable with house dust, the serum results also indicate a number of building materials that may be a determinant for the PFAS body burden, e.g. plastic windows (L+B PFOA, higher % PFUnA >LOQ), walls with washable paint (PFNA, PFOS, L+B PFOS), plasterboard with washable paint (PFHxS, L+B PFHxS). Also, in line with the results for house dust, we observe lower median serum levels of PFOS, and additionally of PFNA, for participants with wooden flooring in their homes. Higher median serum PFAS levels are observed for participants with tiled flooring at home. This is in contrast with the results for house dust, where lower median levels were observed if a tile floor was present. Similar results in serum as for house dust are observed for vacuuming and cleaning with water, i.e. lower median levels of PFAS in incase the home is cleaned multiple times a week or daily. Also comparable to the results in house dust, higher median serum concentrations of PFOS were observed in participants using products to treat leather.

2.7.3 To what extent do the studied environmental compartments contribute to the levels in serum?

In this study, a methodology was tested to estimate the contribution of the environmental compartments to the PFAS levels in serum, using two different approaches: 1) with statistical techniques and 2) with calculation models. This study lays the foundation for further research, including in the region near the 3M plant in Zwijndrecht and in the future FLEHS studies, in which this methodology can be confirmed, deepened and refined.

The contribution of the PFAS levels in the environmental compartments (soil, water, house dust, vegetables, eggs) to the levels in serum was estimated using correlation tests. These tests could only be performed for the PFAS compounds with at least 40% of the values above the quantification limit. In various environmental compartments, the number of analysed PFAS that meets this condition is very limited, certainly in tap water and in vegetables.

Correlations of moderate strength with serum PFAS were observed for house dust (I+b PFOA, PFOS and I+b PFOS), eggs (PFDoA and PFOS) and soil from the vegetable garden (PFBA). These environmental compartments may therefore partly contribute to the PFAS levels in the body.

Because the PFAS levels in house dust and eggs seem to be the main contributors to human exposure in this study, also the contribution of the sampled environmental compartments to PFAS levels in house dust and eggs was studied. Based on the correlation tests, the following observations can be made:

- There is a moderate correlation between PFOS in the soil of the vegetable garden and I+b PFOS in the house dust samples. This points to a possible presence of soil particles in the house dust or to a common source for PFAS in soil and in house dust (e.g. use of sprays, renovations or another unknown source).
- There is a moderate correlation between PFOS in the soil of the chicken run and PFOS in the eggs. This may indicate a transfer of PFOS in the soil to the chicken eggs.

For the second approach, the Merlin Expo calculation model was used to perform calculations for PFOS and PFOA. The exposure modeling with this computer calculation model shows that the consumption of home-produced eggs is an important factor for exposure to PFOS and PFOA, compared to the other environmental compartments studied here. The contribution of home-produced eggs to the human PFAS exposure based on the mean PFOS and PFOA levels in the eggs was 38% for PFOS and 64% for PFOA. However, the exposure route via house dust could not be optimally calculated because the units of the reported data (expressed per filter) were not suitable for the calculation modules and a conversion was made using assumptions. This may underestimate the contribution of house dust to the human exposure to PFOS and PFOA. In the vegetables and water samples, all measured values for PFOS and PFOA were below the LOQ, so these routes of exposure could not be considered. According to the models, commercial food is also an important source of PFAS, with a calculated contribution to the human exposure of 62% for PFOS and 36% for PFOA.



3 SITUERING

3.1 WAAROM DEZE STUDIE?

Het Steunpunt Milieu en Gezondheid meet al sinds 2002 de aanwezigheid van milieuvervuilende stoffen en hun mogelijke gezondheidseffecten in de mens, bijvoorbeeld in bloed- en/of urinestalen, via het **Vlaams Humaan-Biomonitoringprogramma (VHBP)**. Eén van de doelstellingen van dit programma is het monitoren en **opvolgen van gezondheidsrelevante omgevingsblootstelling** van de Vlaamse bevolking. Sinds de tweede cyclus (2007 – 2011) van dit VHBP worden ook per- en polyfluoralkylverbindingen of PFAS gemeten in bloedstalen van de deelnemers (pasgeborenen, jongeren en volwassenen). In 2020 werd de vierde cyclus van het VHBP afgerond waarin PFAS werden gemeten in jongeren van 14-15 jaar.

Elke cyclus van het VHBP wordt gevolgd door een beleidsvertaling waarbij in samenwerking met stakeholders prioritaire resultaten voor **beleidsdoorwerking** worden geselecteerd en beleidsaanbevelingen worden geformuleerd (Coertjens et al., 2018). Bij de beleidsdoorwerking van de derde VHBP-cyclus werd duidelijk dat voor enkele PFAS-componenten de beschikbare gezondheidkundige toetsingswaarden werden overschreden bij 77% van de deelnemende volwassenen (50-65 jaar) (Colles et al., 2020). Deze bevinding, en gelet op de mogelijke schadelijke effecten van PFAS-blootstelling (zie verder), gaven aanleiding tot het **PFAS-actieplan** om blootstelling aan PFAS in Vlaanderen te verminderen. Deze studie is één van de acties uit dit actieplan.

3.2 WAT ZIJN PFAS?

PFAS zijn een grote groep van meer dan 6000 individuele poly (gedeeltelijk)- of per (volledig)- gefluoreerde alkylverbindingen (PFAS) (EFSA, 2020). De groep bestaat uit 42 onderverdelingen en bevat zowel korte-keten verbindingen (weinig koolstofatomen) als lange-keten verbindingen (veel koolstofatomen). Deze stoffen vinden vele toepassingen omdat ze zowel water- als vetafstotend zijn. Ze breken moeilijk af waardoor ze verschillende jaren in het leefmilieu aanwezig kunnen blijven.

3.3 WAARVOOR WORDEN PFAS GEBRUIKT?

Door hun water-, vuil- en vetafstotende eigenschappen en door hun bestendigheid tegen hoge temperaturen, worden PFAS in vele industriële toepassingen en consumentenproducten gebruikt. De voornaamste toepassingen zijn galvanisatie (verchromingsprocessen), brandblusschuim, behandeling van textiel, papier en verpakkingsmateriaal, kookgerei, cosmetica en huishoudproducten zoals schoonmaakmiddelen, smeermiddelen, verf, lakken, bestrijdingsmiddelen, wax voor vloeren of auto's (OECD, 2013; ITRC, 2017; Expertisecentrum PFAS, 2018; Health Canada, 2018; OVAM, 2018).

3.4 HOE KOMEN WE IN CONTACT MET PFAS?

Via gebruik van de verschillende toepassingen, maar ook door emissies tijdens productieprocessen en calamiteiten, worden PFAS aangetroffen in de verschillende milieucompartmenten (bodem, lucht, sediment, grond- en oppervlaktewater). Mensen worden aan PFAS blootgesteld via drinkwater, voedsel, consumentenproducten, bodem en stof. Ze verspreiden zich na opname over het hele lichaam, met de hoogste gehalten in de lever, nieren en in het bloed (ATSDR, 2018).

3.5 WAT DOEN PFAS MET ONS LICHAAM?

Wetenschappelijke studies bij proefdieren en bij mensen hebben blootstelling aan PFAS in verband gebracht met meerdere gezondheidseffecten zoals verstoring van de hormonenbalans van het lichaam, verhoogde cholesterolgehalten, verstoring van de leverwerking, vermindering van geboortegewicht, vermindering van de kans om zwanger te worden, verhoogd risico op hoge bloeddruk tijdens de zwangerschap en pre-eclampsie (in de volksmond 'zwangerschapsvergiftiging'), invloed op groei, leercapaciteit en gedrag van kinderen, invloed op het afweersysteem van het lichaam, verhogen van het kankerrisico (Halldorsson et al., 2012; Vaughn et al., 2013; Joensen et al., 2013; Timmermann et al., 2014; Jensen et al., 2015; ATSDR 2018). Verschillende van deze associaties wijzen op hormoonverstorende eigenschappen van PFAS. Bovendien kunnen PFAS ook doorheen de placentabarrière en zo vanuit het bloed van de moeder via de navelstreng naar het ongeboren kind worden doorgegeven. Ook in de studies van het VHBP werden PFOS en PFOA aangetroffen in alle navelstrengbloedstalen van de deelnemende pasgeborenen en hun moeders (Schoeters et al., 2017; Colles et al., 2020). Verschillende studies hebben aangetoond dat ongeboren baby's in de baarmoeder en kinderen gevoelig zijn aan de gezondheidseffecten van PFAS. Andere gevoelige groepen zijn bijvoorbeeld leverpatiënten en mensen met hoge bloeddruk of hoge cholesterol (ATSDR 2018).

3.6 PFAS EN REGELGEVING

Gebruik van PFAS in Vlaanderen wordt gereguleerd door de EU-wetgeving. PFOS en PFOA worden binnen de Europese regelgeving beschouwd als gevaarlijke stoffen. Productie en gebruik van beide stoffen is sterk beperkt door Europese richtlijnen. Ook andere PFAS, zoals PFNA, PFHxS en PFDA zijn inmiddels opgenomen in een lijst van zorgwekkende stoffen, waarvoor productie en gebruik moeten herbekeken worden. In de komende jaren voorziet de EU om toepassingen van PFOS en PFOA nog verder te beperken. Ook bij de metingen in de mens is te merken dat er zich voor PFOS en PFOA een dalende trend begint af te tekenen (Schoeters et al., 2017). Toch konden PFOS en PFOA ook bij de jongeren in de vierde cyclus van het VHBP bij alle deelnemers gemeten worden, en bij de meerderheid ook PFHxS (97%) en PFNA (82%) (Steunpunt Milieu en Gezondheid, 2020).

Het is dus belangrijk om de blootstelling van de bevolking aan PFAS te verminderen. Naast brongerichte maatregelen en regelgeving is het in dit kader ook belangrijk om de concentraties aan PFAS in verschillende milieucompartmenten en de blootstellingswegen naar het menselijk lichaam zo goed mogelijk in kaart te



brengen om efficiënte en gerichte bijkomende beleidsmaatregelen te kunnen opstellen die daling van de blootstelling kunnen bevorderen. Dit is in overeenstemming met de beleidsnota 'Omgeving' 2019-2024 van Minister Demir die stelt dat: *“Het aantal nieuwe (chemische) stoffen dat op de markt gebracht worden neemt in snel tempo toe. Van bijzonder belang zijn hierbij de persistente, bio-accumulerende en toxische stoffen die lange tijd in het milieu aanwezig blijven en aldus een bedreiging vormen voor ecosystemen en de menselijke gezondheid. Daarnaast winnen ook nieuwere gezondheidsbedreigingen aan belang, denken we bijvoorbeeld aan micro-plastics, nanopartikels maar ook aan vervangstoffen die alsmaar meer op de markt komen. Vaak zijn de ecologische en humane risico's verbonden aan deze nieuwe stoffen nog onduidelijk. Daarom is er nood aan meer wetenschappelijk onderzoek, duidelijke beleidskeuzes (ook op internationaal/Europees niveau) en de toepassing van het voorzorgsprincipe.”*



4 ONDERZOEKSVRAGEN

Dit project heeft als doel om in een verkennende studie via metingen van PFAS in de mens en in meerdere milieuc compartimenten in onze leefomgeving en via aanvullende blootstellingsmodellering meer inzicht te verkrijgen in prioritair blootstellingswegen waarlangs PFAS vanuit het milieu in het menselijk lichaam terecht komen en in de methode om dit te bestuderen.

Uit studies van de tweede en derde cyclus van het Vlaamse Humane Biomonitoringsprogramma (VHBP) is gebleken dat consumptie van lokale voeding, zoals eieren van eigen kippen of groenten uit de moestuin, significant geassocieerd zijn met een hogere blootstelling aan sommige PFAS in de Vlaamse bevolking (Colles et al., 2020). Daarom behoren bodem en eigen geteelde voeding tot de belangwekkende milieuc compartimenten voor deze studie. Omdat we 90% van onze tijd binnenshuis doorbrengen en PFAS ook gebruikt worden voor behandeling van textiel, in verven, was- en schoonmaakmiddelen, wordt het binnenmilieu ook als belangwekkend milieuc compartiment beschouwd. Om deze mogelijke blootstellingsroutes meer uit te diepen, werden ook de compartimenten leidingwater (orale route), compost en irrigatiewater van de moestuin (orale route via groenten) en het drinkwater van de kippen (orale route via de eieren) opgenomen in de studie.

In lijn met de doelstelling van deze opdracht kunnen volgende onderzoeksvragen worden geformuleerd:

1. Wat zijn de gehalten aan PFAS in de verschillende milieuc compartimenten in en rond woningen in Vlaanderen, en bij uitbreiding in gewassen en dierlijke producten zoals eieren uit eigen teelt?
2. In welke mate dragen deze milieuc compartimenten bij tot de humane blootstelling?
3. Kunnen er factoren geïdentificeerd worden die geassocieerd zijn met de waargenomen variatie in PFAS-concentraties?
4. Welke beleidsaanbevelingen kunnen geformuleerd worden, aanvullend op het reeds opgestelde actieplan PFAS?

5 SELECTIE EN REKRUTERING

Kandidaten voor deelname aan deze studie werden geselecteerd uit de deelnemers aan de 4^{de} cyclus van het VHBP, die uitgevoerd werd door het Steunpunt Milieu en Gezondheid. Voor het verkrijgen van contactgegevens, reeds uitgevoerde PFAS biomerkmeteringen en vragenlijstgegevens van deelnemers aan deze 4^{de} cyclus werd toestemming verkregen van de Toezichtcommissie van het Steunpunt Milieu en Gezondheid. Er werd een ethisch dossier samengesteld en door PIH ingediend op 9 december 2020 bij het ethische comité van het UZA als amendement bij het dossier van FLEHS IV. Goedkeuring werd verkregen op 21 december 2020.

Van de 610 jongeren die deelnamen aan de 4^{de} VHBP-cyclus werden 125 jongeren geselecteerd die een moestuin en/of eigen kippen hadden. Aan deze jongeren werd een uitnodigingsbrief en toestemmingsformulier per post bezorgd op 14 januari 2021. Op 11 februari werd een herinnering uitgestuurd. Daarna werd iedereen die niet reageerde op de 125 uitgestuurde uitnodigingen opgebeld. Bijkomend werden op 1 maart ook de overige 485 deelnemers gecontacteerd via e-mail.

Van de 125 aangeschreven jongeren die in de 4^{de} cyclus van het VHBP een moestuin of kippen hadden, konden er 22 niet bereikt worden, 29 gaven aan geen moestuin of kippen meer te hebben, 43 hadden geen interesse wegens te druk of wegens het protocol en één deelnemer stapte uit de studie.

De doelstelling was om 20 deelnemers te rekruteren die toestemming geven voor deelname aan deze studie, en bijkomend 2 deelnemers als reserve. Uiteindelijk konden 19 deelnemers worden ingesloten in de studie.

Alle kandidaten die een toestemmingsformulier instuurden, werden door het PIH telefonisch gecontacteerd. Met de geselecteerde deelnemers werden ook telefonisch alle praktische afspraken geregeld. Veldwerkers voor de afname van milieustalen kregen tijdelijk toegang tot het adressenbestand.

De timing van het veldwerk (bloedafname, vragenlijsten, teeltdagboekjes, collectie van eieren, nemen van bodemonsters, verzamelen en bewaren van groenten, huisstofmonsters) werd duidelijk uitgelegd aan de deelnemer (en mogelijk ook aan andere leden van het gezin) en ingepland volgens het opgestelde draaiboek.

6 VELDWERK

Het veldwerk werd zoveel mogelijk gebundeld om de belasting van de deelnemers minimaal te houden. Bij elke deelnemer werden twee veldwerkmomenten voorzien:

1. Een veldwerkmoment in het voorjaar (maart-april) voor collectie van bodem.
2. Een veldwerkmoment in de zomer (juni-juli) voor collectie van de geteelde groenten, eieren, huisstof en bloed.

Het tijdstip van de veldwerkmomenten werd afgesproken met de deelnemende jongeren en hun ouders. Tijdens het veldwerk werd er aandacht besteed aan voorkomen van crosscontaminatie, o.a. door toepassen van de checklist voor PFAS-monstername van OVAM¹².

6.1 VRAGENLIJSTEN

Voor vragenlijsten (zie bijlage 1) werd gebruik gemaakt van papieren vragenlijsten of een online systeem, afhankelijk van de lengte van de vragenlijst. De vragenlijst werd op voorhand aan de deelnemers bezorgd voor invulling. Op het moment van staalafname (groenten, eieren, huisstof en bloed) werden de ingevulde vragenlijsten overlopen met de studiemedewerker van PIH, eventueel verder aangevuld en meegenomen.

6.2 VELDWERK BODEM

Per deelnemer werden volgende bodemmonsters genomen:

- 1 mengmonster van de moestuin (*indien aanwezig*).
- 1 mengmonster van de kippenren (*indien aanwezig*).

Voor de bemonstering van de bodems in de moestuinen en kippenrennen werden de 'Richtlijnen voor onderzoek van moestuin en kippenren' van OVAM gevolgd.

Bodemmonster moestuin

15 deelstalen tot een diepte van 20cm (volledige schepdiepte) en verspreid over de moestuin werden verzameld met een klein schepje en gecombineerd tot 1 veldstaal in een afsluitbare hoge-densiteit polyethyleen (HDPE)-emmer.

Bodemmonster kippenren

15 deelstalen tot een diepte van 10cm (halve schepdiepte) en verspreid over de kippenrennen werden verzameld en gecombineerd tot 1 veldstaal in een afsluitbare HDPE-emmer.

¹² <https://www.ovam.be/richtlijnen-voor-pfas-onderzoek>

De bemonsteringswijze is conform het 'staalnameprotocol tuinier' op de website 'gezonduiteigengrond'¹³.

6.3 VELDWERK GROENTEN

Voor de bemonstering van de groenten in de moestuinen werden de 'Richtlijnen voor onderzoek van moestuin en kippenren' van OVAM gevolgd.

6.3.1 Selectie subset deelnemers voor analyses in groenten

PFAS aanwezig in de groenten worden voornamelijk door de planten uit de bodem opgenomen. De selectie van deelnemers waarbij groenten geanalyseerd worden op aanwezigheid van PFAS was dan ook afhankelijk van de PFAS-gehalten in de moestuin van de deelnemers. Er was voorzien om bij **10 deelnemers** ook groenten te verzamelen voor PFAS-analyses, waarbij voorrang werd gegeven aan deelnemers waar in de moestuin detecteerbare of verhoogde PFAS-concentraties werden vastgesteld, aangevuld door een relevant aantal moestuinen waar geen of zeer lage PFAS-concentraties werden vastgesteld in de bodemonsters.

6.3.2 Samenstelling groentepakket

Er werd gewerkt met een '**standaard**' groentepakket dat werd samengesteld door de onderzoekers en bestond uit **4 gewassen**, overeenkomstig de code van goed praktijk: een blad-, knol- en wortelgewas en een 4de gewastype bij voorkeur een peulgewas (Tabel 8). De finale selectie van de groenten per gewastype werd mede bepaald door de grootte van de moestuin bij de deelnemers (Is er ruimte genoeg?), de ervaring van de deelnemers en het gemiddelde aandeel in het totale voedingspakket.

Tabel 8: Voorgestelde samenstelling van het standaard groentepakket

Samenstelling van het groentepakket	
Bladgewas	Voorkeur: sla of spinazie
Knolgewas	Voorkeur: aardappelen
Wortelgewas	Voorkeur: wortelen
Peulgewas	Voorkeur: bonen of erwten

Aan elke deelnemer werd een pakket plantgoed ter beschikking gesteld bestaande uit:

- Wortelen: variëteit 'Nantes halflange'
- Sla: variëteit 'Kruisla Lollo bionda'
- Bonen: variëteit 'Tuinbonen Scorpio'
- Aardappelen: variëteit 'Triplo'

Dit pakket werd overhandigd tijdens de bemonstering van de bodem van de moestuin, samen met plantinstructies (zie bijlage 2).

¹³ <https://www.gezonduiteigengrond.be/>

6.3.3 Telen van de groenten

Het nodige plantgoed/zaden werd door de onderzoekers aan de deelnemers bezorgd (bv. 10-tal slaplantjes of slazaad, wortelzaad, bonenzaad, ...), samen met de instructies en contactgegevens voor eventuele vragen bij de procedure. De deelnemers konden dan zelf de gewassen zaaien, planten en opkweken tot aan het oogstmoment, overeenkomstig met de bijgeleverde instructies.

6.3.4 Oogsten van de groenten

Bemonstering van de groenten gebeurde zonder hulpmiddelen en groenten werden geplukt met Nitril handschoenen aan. Groenten werden verzameld in HDPE-staalnamezakken, 1 type groente per zak en ter plaatse gewogen.

Tabel 9: overzicht van de te collecteren hoeveelheden.

	Gewicht (g)		Aantal stuks	
	Minimaal	Optimaal	Minimaal	Optimaal
Aardappel	500	1000	5 (van 3 planten)	10 (van 5 planten)
Wortel	200	500	5 stuks	10 stuks
Sla	500	1000	3 stuks	5 stuks
Boontjes zelf	500	1000	50 stuks	100 stuks

Waar mogelijk werden de optimale hoeveelheden bemonsterd. Echter waren niet bij alle deelnemers deze hoeveelheden groenten voorhanden op het moment van bemonstering. Bij deze deelnemers werd de maximaal beschikbare hoeveelheid groenten geoogst.

6.4 VELDWERK EIEREN

Gespreid over een aantal weken werden door de deelnemers een 10 à 15-tal eieren van hun eigen kippen verzameld voor analyse. De eieren werden door de deelnemers zelf verzameld en bewaard bij 4°C (koelkast) tot ze door de toegewezen veldwerker werden opgehaald op hetzelfde tijdstip dat de monsternamen van de groenten, huisstof en bloedafname werd uitgevoerd. Daarna werden de eieren voor verdere verwerking en analyse overgemaakt aan het laboratorium.

6.5 VELDWERK HUISSTOF

Het huisstof werd actief bemonsterd met een stofzuiger volgens het protocol van Harrad et al. (2008). Het protocol voorziet erin om een huisstofmonster te verzamelen door een vloerooppervlak af te bakenen en te bemonsteren m.b.v. een stofzuiger. Het huisstof werd gecollecteerd in een filterzakje dat achter de stofzuigermond wordt geplaatst. Het huisstofmonster werd uitgevoerd door een toegewezen veldwerker met kennis van het bemonsteringsprotocol om dit zo vergelijkbaar mogelijk toe te passen op de verschillende

locaties, en om crosscontaminatie te vermijden. Aan de deelnemers werd gevraagd om voorafgaand aan de monsternamen (gewoonlijk 1 week) de betrokken ruimtes niet te stofzuigen of te poetsen met nat. De huisstofmonsters werden afgesloten naar het labo getransporteerd. In het labo werden de monsters bewaard bij -20°C tot het moment van analyse.

6.6 VELDWERK COMPOST

Met behulp van een metalen schep werden 15 deelstalen verspreid over de composthoop verzameld en gecombineerd tot 1 veldstaal in een afsluitbare HDPE-emmer.

6.7 VELDWERK WATER

Het drinkwater van de kippen en het irrigatiewater van de moestuin werden bemonsterd door een veldwerker. Dit water kon bestaan uit regenwater, grondwater of leidingwater. Het type water werd per staal genoteerd.

Het water werd verzameld in 50 ml HDPE-flesjes. De waterstalen werden in duplo genomen.

- Het flesje werd gevuld zonder belletjes en werd afgesloten meteen na staalafname:
 - o Bij staalafname aan een kraan werd de kraan voldoende lang geopend om het dood volume van de kraan weg te spoelen (minimaal 10 L).
 - o Bij staalafname uit een vat werd een schepmonster genomen waarbij vermeden werd om oppervlakkig water te bemonsteren (minimale diepte 5 cm).
 - o Bij staalafname uit een put werd een deelstaal verzameld op dezelfde wijze zoals de deelnemer normaliter water neemt uit de put (bv. met een emmer). Vervolgens werd een schepstaal genomen uit dit deelstaal waarbij vermeden werd om oppervlakkig water te bemonsteren (minimale diepte 5 cm).

Door de deelnemers zelf werd leidingwater bemonsterd. Hiervoor kregen de deelnemers 2 flesjes en een staalafnameprotocol (zie bijlage 3) per e-mail toegestuurd. Er werd gevraagd om eerst een emmer van 10 L te vullen gedurende 10 minuten, zodat het stilstaande water in de leidingen eerst wegliep. Er werd gevraagd om dan 2 flesjes te vullen zonder de kraan te sluiten. De gevulde flesjes werden in een plastic zak in de koelkast (4°C) bewaard tot ze werden opgehaald.

6.8 VELDWERK BLOED

Bij de deelnemers werd tijdens het veldwerk minstens 5 ml bloed afgenomen door ervaren studieverpleegkundigen. De deelnemers hoefden niet nuchter te zijn op het moment van de bloedafname. De veneuze bloedafname werd uitgevoerd met een vliedernaaldje en het bloed werd opgevangen in een 10 ml stolbuis. Na collectie werden de primaire monsters gecentrifugeerd en werd het serum in een aparte tube

bewaard. De monsters werden in een koelbox naar VITO of PIH vervoerd voor verdere verwerking en na de verwerking tijdelijk bewaard bij -80°C tot de PFAS-analyses werden uitgevoerd door de laboratoria. Het verzamelde serum werd geregistreerd met behulp van een computergestuurd inventarisatiesysteem (LIMS (Laboratory Information Management System), Labvantage-software) in de biobank “Biobank@VITO” (Mol, België, ID:BB190064) conform de geldende Belgische regelgeving betreffende het gebruik van menselijk lichaamsmateriaal voor wetenschappelijk onderzoek (Wet 2008) en het Koninklijk Besluit betreffende biobanken (Belgisch Staatsblad 05.02.2018). Na afloop van de chemische analyses werden er geen restmonsters bewaard in de biobank.

6.9 VEILIGHEIDSMATREGELEN I.K.V. CROSS-CONTAMINATIE

Om cross-contaminatie te vermijden met PFAS die aanwezig konden zijn in de omgeving van de staalafname, werden een aantal maatregelen genomen door de veldwerker om te vermijden dat de stalen gecontamineerd werden met PFAS. Deze maatregelen zijn gebaseerd op de “Richtlijn PFAS-onderzoek” van OVAM, dd. 3/6/2020 en omvatten:

- Persoonlijke verzorgingsmiddelen werden niet gebruikt op de dag van staalafname (e.g. handcrème, zonnebrandproducten, muggenmelk, ...);
- Het dragen van kledij die gewassen werd zonder wasverzachter;
- Regenkledij of kledij die waterdicht werd gemaakt werd niet gedragen;
- De recipiënten waarin de stalen werden verzameld werden zo snel mogelijk afgesloten om stofinval van de omgeving te vermijden;
- Er werden geen markeringen rechtstreeks op plastic zakken aangebracht, markeringen op emmers werden aangebracht op het deksel na sluiten van de emmer;
- Het materiaal voor staalafname is samengesteld uit roestvrij staal (e.g. schepje);
- Het staalschepje werd tussen verschillende stalen gereinigd met PFAS-vrije papieren handdoek en zuiver water;
- De staalnamerecipiënten zijn samengesteld uit HDPE (e.g. zakken, emmers en flesjes);
- De stalen werden gekoeld getransporteerd in een elektrische koelbox zonder koelelementen.

7 KWALITEITSBEWAKING EN GEGEVENSBESCHERMING

Iedere deelnemer kreeg een uniek studienummer. Adressen van de deelnemers waren enkel beschikbaar voor de studiearts en de veldwerkers die ter plaatse moeten gaan voor monsterafname. Voor alle andere onderzoekers en betrokkenen waren enkel de unieke studienummers zichtbaar.

De verschillende kritische fasen die kwaliteitsbewaking vereisten, zijn:

- Pre-analytische fase: de fase van het onderzoek waarin het veldwerk werd voorbereid en uitgevoerd. Concreet houdt deze fase in:
 - afname van de stalen: recipiënt controle;
 - labelen van de tubes;
 - coderen van de monsters (identificatie);
 - bewaren van de monsters;
 - transport van de monsters;
 - opslag van de monsters in veldwerkcoördinatiecentrum en daarna centraliseren in een coördinatiecentrum voor stockage en analyse van monsters.Aandachtspunten die werden behandeld in deze fase zijn:
 - Expertise veldwerkers in verband met bloedafname, verzamelen van huisstof, groenten en bodem;
 - Het ontwerp van een registratiesysteem voor monsters: codeboek;
 - Verbinden van de monsters en het “informed consent” of toestemmingsformulier;
 - Registratie van de monsters op de onderzoeklocatie: inschrijven monstercodes;
 - Vervoer + inventarisatie inkomende monsters in veldwerkcoördinatiecentrum;
 - Vervoer + inventarisatie inkomende monsters in coördinatiecentrum voor stockage en analyse van stalen.
- Analytische fase: de fase van het onderzoek waarin de analyses op de monsters werden uitgevoerd. Aan de uitvoerende labo' s werden kwaliteitseisen gesteld o.a. op vlak van zuiverheid van de recipiënten, QA certificaten en/of deelname aan ringtesten, detectielimieten, ervaring met de analyses, kwantitatieve of kwalitatieve meting.
- Postanalytische fase: in deze laatste fase, na de analyses, werd aan de volgende stappen aandacht besteed:
 - Overdracht van analysedata van de analyselabo's naar het coördinatiecentrum voor stockage en analyse van monsters: communicatie over resultaten + controle van meeteenheid;
 - Archivering van deze originele datafile documenten;
 - Dubbele ingave analysedata in een database;
 - Kwaliteitscontroles op de ingebrachte gegevens door opvragen van beschrijvende statistiek en door alle waarden buiten het 5-95^{ste} percentielinterval te controleren tegen de originele documenten.

8 CHEMISCHE ANALYSES

8.1 SELECTIE VAN TE METEN PFAS-COMPONENTEN

Fysisch-chemische eigenschappen, gedrag en de verspreiding in het milieu van PFAS hangen in hoge mate samen met ketenlengte (Figuur 1). Onder vergelijkbare milieuomstandigheden ligt de overgang tussen slecht of goed uitloogbaar, oplosbaar, biobeschikbaar, etc. bij de sulfonzuren (zoals PFOS) bij een ketenlengte van 6 koolstofatomen, en bij de carbonzuren (zoals PFOA) bij een ketenlengte van 8 koolstofatomen. Naast het gedrag en de verspreiding in het milieu bepaalt de ketenlengte vervolgens de routes waarlangs en de mate waarin planten, dieren en de mens PFAS opnemen. Opname verschilt bijgevolg tussen alle PFAS. Kortere PFAS-ketens zijn mobieler in water en bodem waardoor deze makkelijker opgenomen worden door planten. Hierdoor is het aandeel van drinkwater en plantopname tot de totale blootstelling hoger voor kortere ketens. De binding op serumeiwitten is hoger voor deze verbindingen, maar hun halfwaardetijd in het serum lager in vergelijking met de langere ketens. Langere ketens accumuleren in hogere mate in dierlijke producten (OECD, 2013; ITRC, 2017; Expertisecentrum PFAS, 2018; Health Canada, 2018; OVAM, 2018).

Aantal koolstof-atomen	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
PFSA's	PFEtS	PFProS	PFBS	PFPeS	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFNS	PFDS	PFUnS	PFDoS	PFTrS	PFTeS
PFCA's	PFEtA	PFProA	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	PFDoA	PFTrA	PFTeA

oplosbaarheid



sorptie



mobiliteit



bioaccumulatie



plantopname



Figuur 1: Schematische voorstelling van de invloed van de ketenlengte van PFAS op hun gedrag in het milieu en opstapeling in de voedselketen (eigen aanpassing van schema in Expertisecentrum PFAS, 2018).

De bedoeling was om in alle verzamelde monsters dezelfde PFAS-componenten te meten. De gebruikte meetmethodes bij VITO en UAntwerpen bij de start van de studie lieten kwantitatieve bepaling toe van volgende PFAS (Tabel 10) in alle matrices (bodem, groenten, eieren, huisstof en serum):

Tabel 10: PFAS-componenten die kwantitatief bepaald werden in alle verzamelde monsters.

PFAS	Afkorting	CAS nr
Perfluor carboxyl zuren (PFCA's)		
perfluoro-n-butaanzuur	PFBA	375-22-4
perfluor-n-pentaanzuur	PFPeA	2706-90-3
perfluor-n-hexaanzuur	PFHxA	307-24-4
perfluor-n-heptaanzuur	PFHpA	375-85-9
perfluor-n-octaanzuur	PFOA	335-67-1
perfluor-n-nonaanzuur	PFNA	375-95-1
perfluor-n-decaanzuur	PFDA	335-76-2
perfluor-n-undecaanzuur	PFUdA	2058-94-8
perfluor-n-dodecaanzuur	PFDoA	307-55-1
perfluor-n-tetradecanoic acid	PFTeDA	376-06-7
Perfluor sulfonaat zuren (PFSA's)		
perfluor-n-butaansulfonzuur	PFBS	375-73-5
Perfluor-n-pentaansulfonzuur	PFPeS	2706-91-4
perfluor-n-hexaansulfonzuur	PFHxS	355-46-4
perfluor-n-heptaansulfonzuur	PFHpS	375-92-8
perfluor-n-octaansulfonzuur	PFOS	1763-23-1
Precursoren en vervangproducten		
4:2 fluortelomeersulfonzuur	4:2 FTS	757124-72-4
6:2 fluortelomeersulfonzuur	6:2 FTS	27619-97-2
8:2 fluortelomeersulfonzuur	8:2 FTS	39108-34-4
hexafluorpropyleenoxidedimeerzuur	HFPO-DA (GenX)	13252-13-6
4,8-dioxa-3H-perfluornonaanzuur	ADONA	919005-14-4

Daarnaast zijn er ook enkele PFAS (Tabel 11) die bij de start van de studie wel kwantitatief konden bepaald worden in de eieren, maar indicatief (met meetonzekerheid > 50%) in de overige monsters (bodem, groenten, huisstof en serum):

Tabel 11: PFAS-componenten die kwantitatief bepaald werden in de eieren en indicatief in de overige monsters (bodem, groenten, huisstof en serum).

PFAS	Afkorting	CAS nr
perfluor-n-tridecaanzuur	PFTrDA	72629-94--8
perfluor-1-decaansulfonzuur	PFDS	335-77-3

Sinds de verhoogde aandacht voor de PFAS-problematiek in de regio rond 3M te Zwijndrecht (april 2021), werd er veel geïnvesteerd in het uitbreiden en optimaliseren van de meetmethodes voor PFAS in verschillende media. Bijkomend was er ook zeer veel vraag naar PFAS-metingen in monsters allerhande afkomstig uit de getroffen regio. Als gevolg hiervan werden in de verschillende media die in de huidige studie gecollecteerd werden niet altijd dezelfde PFAS-componenten gemeten. **Het aantal gemeten componenten varieert van 16 PFAS in serum tot 46 PFAS in compost en groenten.** Een overzicht van de gemeten PFAS per matrix en de behaalde kwantificatielimieten (LOQ) is te vinden in bijlage 4, een beschrijving van de kwaliteitscontroles op de metingen is te vinden in bijlage 5.

Tot voor kort was vooral de lineaire vorm van de PFAS-componenten die werd gemeten en in wetenschappelijke studies werd onderzocht. Voor sommige PFAS, zoals PFOS, PFOA en PFHxS, bestaat het technische mengsel dat ook in de natuur en de mens wordt teruggevonden uit zowel lineaire als vertakte isomeren. Tijdens de looptijd van deze studie waren voor de vertakte isomeren geen geschikte referentiestandaarden voorhanden. Er zijn momenteel ook nog geen duidelijke regelgevingen en internationale afspraken omtrent de rapportage van deze isomeren. In deze studie werden zowel de lineaire vormen, als de som van de lineaire en vertakte vormen (totaal) gekwantificeerd, gebruikmakend van de referentiestandaard van de lineaire vorm. Dit is momenteel de gangbare praktijk in de meeste laboratoria die dergelijke data rapporteren.

8.2 ANALYSES IN BODEM

De bepaling van de PFAS in bodem werd uitgevoerd door VITO (GOAL). Om de PFAS in de bodem te bepalen, werden de monsters overnacht gedroogd bij een temperatuur van 40°C en nadien geëxtraheerd met methanol en opgeconcentreerd voor injectie. Het residu werd getransfereerd naar een LC-vial en geanalyseerd met vloeistofchromatografie met een massaspectrometer als detector (LC-MS/MS). De LOD en LOQ van de methode is respectievelijk 0,1 µg/kg in bodem en 0,2 µg/kg in bodem. Momenteel heeft VITO GOAL geen accreditatie voor de metingen in bodem (wel in water) en de metingen werden dan ook uitgevoerd volgens de nodige kwaliteitseisen zoals gespecificeerd voor die van water. De meetmethode van water was dezelfde als die van bodem, enkel de monstervoorbereiding diende anders te gebeuren.

8.3 ANALYSES IN GROENTEN

De verse groenten werden bij de deelnemers geoogst door de studiemedewerker en overgebracht naar het laboratorium. Daar ondergingen de groenten een gepaste voorbehandeling die afgestemd was op de behandeling die nodig is voor consumptie (Tabel 12). Deze voorbehandelingen gebeurden steeds in het laboratorium alvorens de groenten gehomogeniseerd werden. Wassen gebeurde met milli-Q-water. Enkel de eetbare delen werden gehomogeniseerd.

Tabel 12: Voorziene voorbehandeling van de verschillende groenten in het standaardpakket.

	Samenstelling van het groentepakket	Voorbehandeling
Bladgewas	Sla (of spinazie)	Gewassen
Knolgewas	Aardappelen	Geschild en gewassen
Wortelgewas	Wortelen	Geschild en gewassen
Peulgewas	Bonen	Gewassen

De bepaling van de PFAS in groenten werd uitgevoerd door VITO (GOAL), aan de hand van LC-MS-MS. Om PFAS in groenten te bepalen, werden de monsters geëxtraheerd met methanol en opgeconcentreerd voor injectie. Eventueel was een verdere opzuivering met solid phase extractie of met QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged en Save) nodig om de gewenste LOQ te behalen. Het residu werd getransfereerd naar een LC-vial en geanalyseerd met vloeistofchromatografie en met een massaspectrometer als detector (LC-MS/MS). Streefwaarden voor de LOD en LOQ van de methode is respectievelijk 0,1 µg/kg in 0,2 µg/kg in groenten. Momenteel heeft VITO GOAL geen accreditatie voor de metingen in groenten (wel in water) en de metingen werden dan ook uitgevoerd volgens de nodige kwaliteitseisen zoals gespecificeerd voor die van water. De meetmethode van water was dezelfde als die van groenten, enkel de monstervoorbereiding diende anders te gebeuren.

8.4 ANALYSES IN EIERN

De bepaling van de PFAS in de eieren werd uitgevoerd door de Universiteit Antwerpen (ECOSPHERE). De gehele ei inhoud werd gehomogeniseerd m.b.v. een staafmixer. De eistalen werden geëxtraheerd met acetonitril waarna de stalen verder werden opgezuiverd met een protocol op basis van actieve kool, beschreven door Powley et al. (2005), met kleine aanpassingen. De stalen werden opgeconcentreerd voor injectie met behulp van een rotationele vacuüm centrifuge. Het finale extract werd gefiltreerd en vervolgens geanalyseerd met vloeistofchromatografie, gekoppeld aan een massaspectrometer (UPLC-MS/MS).

Kwantificatielimieten (LOQ's, bijlage 4) werden bepaald in matrix als de concentratie die overeenkomt met een signaal-ruis ratio van 10. Extractie rendementen werden bepaald door de interne standaard piekoppervlakte (IS Area) van de stalen te vergelijken met de IS Area van een niet-geëxtraheerde standaard mix (zelfde concentratie als toegevoegd aan de stalen). Ten slotte werd de spike recovery van de verschillende PFAS bepaald, als maat

voor nauwkeurigheid, door een triplicaat van één eistaal te spiken met een 1:1 ongelabeld:gelabelde standaard mix. De spike recovery (%) werd dan berekend als de afwijking van de toegevoegde hoeveelheid standaard. Meer informatie hierover is te vinden in bijlage 5.

8.5 ANALYSES IN HET HUISSTOF

De bepaling van de PFAS werd analoog uitgevoerd als de bodemmonsters aan de hand van LC-MS-MS. De stalen werden door VITO (GOAL) geanalyseerd. Om PFAS in het huisstof te bepalen, werden de monsters geëxtraheerd met methanol en opgeconcentreerd voor injectie. De vloeistof werd getransfereerd naar een LC-vial en geanalyseerd met vloeistofchromatografie met een massaspectrometer als detector (LC-MS/MS). Het gehalte van de verschillende PFAS werd berekend met de interne standaard methode.

8.6 ANALYSES IN BLOED

De bepaling van PFAS in deze stalen werd uitgevoerd worden door VITO (GOAL), aan de hand van LC-MS-MS. Om PFAS in serum te bepalen, werden de monsters rechtstreeks gemeten zonder een preconcentratie of opzuiveringstechniek toe te passen (dilute-and-shoot techniek). Dit betekent dat het serummonster eerst verdund werd met een gepast solvent waarna interne standaarden werden toegevoegd. Na neerslaan van de eiwitten werd de bovenstaande vloeistof getransfereerd naar een LC-vial en geanalyseerd met vloeistofchromatografie met een massaspectrometer als detector (LC-MS/MS). De methode is enkel van toepassing op humane serum-stalen en heeft volgend werkgebied: 0,15 – 30 µg/l PFC in serum. De LOQ is 0,2 µg/l. Om de vergelijkbaarheid van de resultaten doorheen verschillende campagnes te garanderen werden 2 biobankstalen (serumpool) hermeten. Er werden ook 3 biobankmonsters uit de 4^{de} cyclus van het VHBP opnieuw gemeten.

8.7 ANALYSES IN COMPOST

De compostmonsters werden voor analyse gedroogd volgens CMA/2/IV/1 (https://reflabos.vito.be/2021/CMA_2_IV_1.pdf). Aan het gedroogde monster wordt er een gekende hoeveelheid water toegevoegd. Vervolgens werden gekende hoeveelheden isotoopgemerkte PFAS toegevoegd. Het monster werd dan geëxtraheerd met acetonitrile. Na schudden en vortexen werd een mengsel van zouten toegevoegd. Van het supernatans werd een fractie afgenomen en hieraan worden de QuEChERS toegevoegd. Het mengsel werd geschud en gecentrifugeerd. Van het supernatans werd een hoeveelheid ingedampt. Het residu werd opgenomen in een gekend volume mobiele fase en geanalyseerd met vloeistofchromatografie met massaspectrometrische detectie (LC-MS/MS). Streefwaarden voor de LOQ zijn 0,2 µg/Kg droge stof in compost. Momenteel heeft VITO GOAL een ISO17025 accreditatie voor de metingen in water, bodem en serum. Echter voor compost heeft VITO geen accreditatie, de metingen worden dan ook uitgevoerd volgens de nodige kwaliteitseisen zoals gespecificeerd voor die van water.

8.8 ANALYSES IN WATER

De bepaling van de PFAS in water werd uitgevoerd aan de hand van LC-MS-MS volgens de WAC_IV_A_025 procedure¹⁴. Aan waterstalen werden gekende hoeveelheden isotoopgemerkte PFAS toegevoegd. De waterstalen werden vervolgens geëxtraheerd met vaste fase extractie (solid phase extraction, SPE). De vaste fase werd geëluëerd met methanol en het methanolextract wordt ingedampt. Het residu werd opgenomen in een gekend volume mobiele fase en geanalyseerd met vloeistofchromatografie met massaspectrometrische detectie. Het gehalte van de verschillende PFAS werd berekend aan de hand van de interne standaard methode. Streefwaarden voor de LOQ zijn 10 ng/l voor drink-, grond- en oppervlaktewater en 20 ng/l voor afvalwater.

¹⁴ https://esites.vito.be/sites/reflabos/2020/Online%20documenten/WAC_IV_A_025.pdf

9 GEGEVENSVERWERKING EN STATISTISCHE ANALYSES

9.1 OPSTELLEN VAN DE DATABANK

Alle gegevens van het veldwerk en de vragenlijsten werden samengebracht in een centrale databank. Er werd een codeboek opgesteld volgens de richtlijnen die gehanteerd worden binnen het Steunpunt Milieu en Gezondheid, zodanig dat koppeling van de data aan de centrale databank van het Steunpunt M&G mogelijk was. Namen en adressen van deelnemers werden niet opgenomen in de onderzoekdatabank.

De meetresultaten werden overgenomen uit de elektronische datasheets die werden aangeleverd door de uitvoerende laboratoria. De koppeling van de vragenlijst gegevens en toxicologische gegevens gebeurde op basis van een uniek codenummer.

Na het koppelen van de gegevens werd er nog een kwaliteitscontrole uitgevoerd:

1. Is de informatie voor elke deelnemer beschikbaar in alle databestanden.
2. Komt de (overlappende) info in de verschillende databestanden overeen (bijv. leeftijd wordt meerdere keren bevraagd).
3. Voor de vragenlijsten die op papier werden ingevuld, werden nog enkele bijkomende kwaliteitscontroles gedaan.

9.2 BESCHRIJVING VAN DE STUDIEPOPULATIE

Voor continue variabelen werd de mediaan met de P5-P95 range gegeven, voor binaire of categorische variabelen werd de frequentieverdeling over de categorieën gegeven aan de hand van aantal deelnemers en percentage deelnemers.

De volgende kenmerken werden beschreven:

- ❖ **Persoonskenmerken:** leeftijd en geslacht.
- ❖ **Kenmerken van de moestuin:** moestuin en/of kippen, grootte van de moestuin, compost, aanwezigheid grondwaterput, diepte van de put, gebruik van het grondwater, irrigatie van de moestuin en gebruik van bestrijdingsmiddelen.
- ❖ **Kenmerken van de kippen:** aanwezigheid, afkomst, toegang tot composthoop, voeding, voederplaats, drinkwater, grootte en begroeiing van de scharrelruimte, ouderdom kippenhok en gebruik insectenverdelgers.
- ❖ **Kenmerken van consumptie:** consumptie van eieren van eigen kippen, consumptie van groenten en fruit uit eigen tuin.
- ❖ **Kenmerken van de woning:** bouwjaar, roken in de woning, verbouwingen, decoratie, waterleiding, ventileren, verluchten, aantal buitenmuren, aantal ramen, type ramen, type vloeren en type muurkleding en type textiel in de ruimte.

- ❖ **Gebruik van producten:** frequentie van gebruik PFAS-bevattende producten door de deelnemers binnenshuis met opdeling naar: geurverspreiders, pesticiden, anti-vlooiemiddelen, schimmelwerende producten, bleekmiddelen, spuitbussen of sprays, verf, vernis of lak, boenmiddel, dichtingsproducten en behandeling van schoenen, kleding, tapijt, gordijnen, meubels, vloeren.
- ❖ **Poetsgedrag:** frequentie van stofzuigen en nat poetsen.

Een volledig overzicht van de beschrijvende statistiek werd opgenomen in bijlage 6, en een selectie hiervan zal rechtstreeks in het rapport vermeld worden in Tabel 16.

9.3 BESCHRIJVENDE STATISTIEK VAN DE PFAS-GEHALTES IN DE VERSCHILLENDE MATRICES

De kwantificatielimiet (LOQ) die door het laboratorium werd doorgegeven, werd gebruikt als limiet om waarden te rapporteren. Voor de verschillende PFAS-componenten werd de beschrijvende statistiek weergegeven die bestaat uit aantal stalen boven de kwantificatielimiet (LOQ), geometrisch gemiddelde, P25, P50 en P75. Voor de berekening van deze parameters werden de meetwaarden onder de LOQ gelijkgesteld aan de helft van de LOQ. Bij het rapporteren van de beschrijvende statistiek wordt rekening gehouden met de bescherming van persoonsgegevens volgens de principes gepubliceerd door het Research Data Centres of the Federal Statistical Office en de Statistical Offices of the Federal States in Duitsland¹⁵. Hierin wordt bepaald welke percentielen kunnen worden weergegeven afhankelijk van de grootte van de onderzoeksgroep, zijnde:

- P50 bij $N \geq 6$
- P25 tot en met P75 bij $N \geq 12$
- P10 tot en met P90 bij $N \geq 30$
- P5 tot en met P95 bij $N \geq 60$
- P1 tot en met P99 bij $N \geq 300$

Voor PFAS-componenten met meer dan 50% van de meetwaarden onder de LOQ werd enkel de relevante percentielen weergegeven. Indien een percentiel onder de LOQ ligt, staat in de tabel '<LOQ' voor dit percentiel en wordt ook geen betrouwbaarheidsinterval gegeven. Voor percentielen boven de LOQ met de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval onder de LOQ, wordt voor deze ondergrens '<LOQ' weergegeven.

9.4 VERGELIJKING MET HET 4^{DE} VHBP

De meetwaarden in serum werden ook vergeleken met de meetwaarden gerapporteerd in de 4de VHBP-cyclus om een inschatting te maken over de evolutie sinds de eerste meting bij deze deelnemers. Voor deze vergelijking werd gebruik gemaakt van grafische methodes, gebaseerd op de mediaan, het 25ste en 75ste percentiel. Statistische significantie werd nagegaan met de **Wilcoxon signed-rank test**.

¹⁵ Research Data Centres of the Federal Statistical Office en de Statistical Offices of the Federal States (2017) Regulations on the analysis of microdata.

9.5 VERGELIJKING MET GEZONDHEIDSKUNDIGE TOETSINGSWAARDEN

In opdracht van OVAM werd een voorstel uitgewerkt voor toetsingswaarden en streefwaarden voor PFAS in bodem en toetsingswaarden voor drinkwater en grondwater¹⁶. Dit voorstel werd overgenomen in een tijdelijk handelingskader voor milieucompartimenten en door de opdrachtgever voor de aanpak van de PFAS-problematiek voorgelegd aan de Vlaamse regering.

Tabel 13: Toetsingswaarden en streefwaarden voor bodem met bestemmingstype wonen en toetsingswaarden voor drinkwater en grondwater (bron: voorstel werkgroep Handelingskader).

	PFOS	PFOA	Som 4 PFAS*	Som 20 PFAS [§]	Som alle PFAS
Bodem woonzone					
Tijdelijke toetsingswaarde	3,8 µg/kg ds	4,3 µg/kg ds			
Streefwaarde	1,5 µg/kg ds	1,0 µg/kg ds			
Drinkwater/grondwater					
Europese limietwaarde				0,1 µg/l	0,5 µg/l
Gezondheidskundige toetsingswaarde afgeleid van EFSA TWI ¹⁷			4 ng/l		

* lineair + vertakt PFOA, PFNA, lineair + vertakt PFHxS, lineair + vertakt PFOS, [§]PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, lineair+vertakt PFOA, PFNA, PFDA, PFDoA, PFUnA, PFTra, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, lineair+vertakt PFOS, PFNS, PFDS, PFDoS, PFUnS, PFTrS

Opmerking:

De gezondheidskundige toetsingswaarde die werd afgeleid van de EFSA TWI (2020) bedraagt 4 ng/l voor de som van PFOS, PFHxS, PFOA en PFNA, wat lager is dan de kwantificatielimiet voor leidingwater (20 ng/l) in deze studie. Vergelijking met deze toetsingswaarde is bijgevolg niet zinvol.

Voor PFAS-gehalten in serum zijn toetsingswaarden beschikbaar voor PFOS en PFOA (HBM-I en -II waarden afgeleid door de Duitse Humane Biomonitoringcommissie¹⁸) en voor de som van PFOA, PFNA, PFHxS en PFOS gebaseerd op de afgeleide toelaatbare wekelijkse inname door de Europese Voedselveiligheid Autoriteit (EFSA, 2020). Voor een vergelijking van de PFAS-serumgehalten met de gezondheidskundige toetsingswaarden verwijzen we naar de resultaten van de Vlaamse referentiecampaignede van de 4^{de} cyclus van het Vlaamse humane-biomonitoringsprogramma, terug te vinden op de website van het Steunpunt Milieu en Gezondheid¹⁹.

¹⁶ OVAM (2022) Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. Aanvulling bij basis voor risico-evaluaties.

<https://ovam.vlaanderen.be/documents/177281/789862/Toetsingswaarden+voor+PFOS+en+PFOA++in+bodem+en+voor+PFAS+in+grondwater+vanaf+19042022.pdf/24a04e36-4094-ba6e-f2c9-72a13eb99b17>

¹⁷ Vlaamse Milieumaatschappij (2021) Perfluorverbindingen in drinkwater

¹⁸ Hölzer et al., 2021 <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.104862> en Schümann et al., 2021

<https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.104868>

¹⁹ <https://www.milieu-en-gezondheid.be/>

9.6 BIJDRAGE VAN DE MILIEUCOMPARTIMENTEN TOT DE PFAS-GEHALTES IN SERUM

Met behulp van onderstaande statistische methodes werd bepaald welke milieucompartmenten bijdragen tot de humane blootstelling aan PFAS. Omwille van de beperkte omvang van de studiepopulatie (19 deelnemers) werd voornamelijk gebruik gemaakt van niet-parametrische statistische methodes. De volgende relaties werden onderzocht:

1. PFAS in serum x PFAS in eieren
2. PFAS in serum x PFAS in groenten: blad-, peul-, wortel- en knolgewassen
3. PFAS in serum x PFAS in het huisstof
4. PFAS in serum x PFAS in leidingwater
5. PFAS in serum x PFAS in de bodem moestuin
6. PFAS in serum x PFAS in de bodem kippenren

De correlaties tussen PFAS-componenten in serum en PFAS-componenten in de verschillende milieucompartmenten werden bepaald met de niet-parametrische Spearman rank correlatietest of de Wilcoxon matched pairs signed rank test naargelang de volgende voorwaarden (Tabel 14):

1. PFAS-componenten met meer dan 60% van de resultaten boven de LOQ werden verwerkt als continue variabelen. In dit geval werden waarden onder de LOQ vervangen door de helft van de LOQ (medium bound) waarvoor dan de **Spearman rank correlatietest** werd uitgevoerd.
2. PFAS-componenten met 40 tot 60% van de resultaten boven de LOQ werden omgezet in categorische variabelen en hiervoor werd de **Mann-Whitney U test** uitgevoerd in het geval de X-variabele continu is en de Y-variabele categorisch is, of de **Chi-kwadraat test** (blauwe arcering) in het geval dat zowel de X- en Y-variabele variabelen categorisch zijn.
3. PFAS-componenten met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ werden niet statistisch geanalyseerd omdat er te weinig data beschikbaar zijn.

Tabel 14: overzicht van de statistische analyses om correlaties tussen PFAS-gehalten in serum en PFAS-gehalten in de verschillende milieucompartimenten te bepalen.

PFAS-gehalten in milieucompartimenten (y-variabele)	PFAS-gehalten in serum (x-variabele)		
	Continu (>60% resultaten > LOQ)	Categorisch (40-60% resultaten > LOQ)	Categorisch (<40% resultaten > LOQ)
Continu (> 60% resultaten > LOQ)	Spearman rank correlatietest (waarden onder LOQ vervangen door medium bound)	Wilcoxon matched pairs signed rank test	/
Categorisch (40-60% resultaten > LOQ)	Wilcoxon matched pairs signed rank test	Chi-kwadraat test	/
Categorisch (<40% resultaten > LOQ)	/	/	/

9.7 PFAS-GEHALTES EN DETERMINANTEN VAN BLOOTSTELLING

Met behulp van onderstaande statistische methodes werden factoren geïdentificeerd die geassocieerd zijn met de waargenomen variatie in PFAS-concentraties. Omwille van de beperkte omvang van de studiepopulatie (19 deelnemers) werd voornamelijk gebruik gemaakt van niet-parametrische statistische methodes. Op basis van de informatie in de vragenlijsten werden variabelen geconstrueerd die de lokale situatie (zoals begroeiing van de kippenren, type voeding van de kippen) en het gedrag van de deelnemers (zoals composteren, consumptie van eigen geteelde voeding, poetsen) in kaart brengen.

Om de statistische significantie van deze associaties te testen, werd gebruik gemaakt van de Spearman rank correlatietest voor verklarende factoren met 2 categorieën en de Kruskal-Wallis test voor verklarende factoren met meer dan 2 categorieën. In het geval de PFAS-biomarker werd omgezet in een categorische variabele, werd de Wilcoxon rank sum test (2 categorieën) of Chi-kwadraat test (>2 categorieën) uitgevoerd (zie ook Tabel 15):

1. PFAS-componenten en/of determinanten met meer dan 60% van de resultaten boven de LOQ werden verwerkt als continue variabelen. In dit geval werden waarden onder de LOQ vervangen door de helft van de LOQ (medium bound) waarvoor dan de **Spearman rank correlatietest, Mann-Whitney U-test** of **Kruskal-Wallis test** werd uitgevoerd naargelang de resultaten continu zijn of het aantal categorieën.
2. PFAS-componenten en/of determinanten met 40 tot 60% van de resultaten boven de LOQ werden omgezet in categorische variabelen en hiervoor werd de **Mann-Whitney U-test** of **Chi-kwadraat test** uitgevoerd naargelang het aantal categorieën.

3. PFAS-componenten en/of determinanten met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ werden niet statistisch geanalyseerd omdat er te weinig data zijn.

Tabel 15: overzicht van de statistische analyses om significantie tussen PFAS-gehaltenes en determinanten van blootstelling te bepalen.

	Determinanten			
	Continu (> 60% resultaten > LOQ)	2 categorieën	>2 categorieën	
PFAS-gehaltenes (Y-variabele)	Continu (> 60% resultaten > LOQ)	Spearman rank correlatietest (waarden onder LOQ vervangen door medium bound)	Mann-Whitney U-test	Kruskal-Wallis test
	Categorisch (40-60% resultaten > LOQ)	Mann-Whitney U-test	Mann-Whitney U-test	Chi-kwadraattest
	Categorisch (<40% resultaten > LOQ)	/	/	/

Belangrijk om te vermelden is dat we bij de resulterende p-waarden geen correctie voor multiple testing hebben uitgevoerd. Gezien de beperkte omvang van de dataset (slechts 19 deelnemers) missen we sowieso power voor deze testen en het doel van deze testen was hypothese-genererend. Bovendien zijn alle testen niet-parametrisch, wat betekent dat ze geen assumpties maken van een onderliggende verdeling, en vaak zijn ze rank gebaseerd. De keuze voor niet-parametrische testen is gemaakt doordat de groep deelnemers beperkt was. Merk op dat niet elke test exact hetzelfde te werk gaat, sommige testen vergelijken gemiddeldes en andere testen gaan niet-parametrisch verdelingen vergelijken:

- De Mann-Whitney U-test vergelijkt het gemiddelde tussen twee onafhankelijke groepen.
- De Wilcoxon signed-rank vergelijkt het gemiddelde van twee gepaarde of afhankelijke steekproeven.
- De Kruskal Wallis test toetst of de medianen van twee of meer onafhankelijke groepen gelijk zijn.
- De Chi-kwadraat test toetst of het verschil tussen proporties in een klassieke kruistabel significant is.
- De Spearman rank correlatietest vergelijkt de verdeling van twee onafhankelijke groepen, en berekent een correlatiecoëfficiënt gebaseerd op ranks.

10 RESULTATEN

10.1 BESCHRIJVING VAN DE STUDIEPOPULATIE

Een volledig overzicht van de beschrijvende statistiek is opgenomen in bijlage 6 en een selectie hiervan wordt in Tabel 16 toegelicht. De studiepopulatie bestaat uit **19 deelnemers**, 6 meisjes en 13 jongens, met een leeftijd van 17 jaar (7 deelnemers) en 18-19 jaar (12 deelnemers), aangezien de deelnemers werden geselecteerd uit de 4^{de} cyclus van het VHBP uitgevoerd door het Steunpunt Milieu en Gezondheid.

Er zijn 15 deelnemers met een moestuin en kippen (waarvan één de moestuin gebruikt van een familielid), 4 deelnemers hebben enkel kippen. De gemiddelde grote van de moestuin bedraagt 150 m². Bij 6 deelnemers is er een grondwaterput aanwezig maar de deelnemers gebruiken enkel water uit de regenton of regenput om de moestuin te begieten. Zeven deelnemers gebruiken bestrijdingsmiddelen in de moestuin. Bij 5 deelnemers hebben de kippen toegang tot de composthoop. De kippen krijgen bij alle deelnemers commerciële voeding, soms aangevuld met diverse voeding zoals brood, groenten- en fruitafval, etensresten enz. Voeding voor de kippen die naast commerciële voeding het meest wordt aangeduid is brood (17 deelnemers, tafelresten (17 deelnemers), onkruiden (14 deelnemers), groente- en fruitafval van eigen tuin (14 deelnemers), schillen van groenten en fruit niet van eigen teelt (12 deelnemers) en gras (11 deelnemers). Als drinkwater krijgen de kippen water uit de regenton (13 deelnemers), water uit de grondwaterput (4 deelnemers) of leidingwater (2 deelnemers).

14 deelnemers eten 1 tot 3 eieren per week van hun eigen kippen en 5 deelnemers eten 4 of meer eieren per week van hun eigen kippen. Bijkomend consumeren 6 deelnemers wekelijks, dagelijks of nog meer, een waaier aan groenten uit eigen tuin.

Er wordt in geen enkele woning binnenshuis gerookt. Bij 11 deelnemers werden er in het afgelopen jaar verbouwings- of verfraaiingswerken uitgevoerd en bij 13 deelnemers werden nieuwe gordijnen, tapijten, meubels met textiel, matrassen of behangpapier aangebracht. Eén deelnemer beschikt over een mechanisch ventilatiesysteem, 4 deelnemers beschikken over ventilatieroosters, de overige deelnemers beschikken niet over een ventilatiesysteem of ventilatieroosters. De meeste woningen worden dagelijks langdurig (halve of hele dag) verlucht door het openen van ramen of deuren.

Het gebruik van producten binnenshuis wordt ook weergegeven in onderstaande Tabel 16. Geurverspreiders en insectenverdelgers worden door 8 deelnemers wekelijks in bepaalde seizoenen tot dagelijks het hele jaar gebruikt en door 8 deelnemers af en toe en 3 deelnemers gebruiken deze producten nooit. De volgende producten worden “af en toe” of “ooit” gebruikt: antivlooiemiddelen door 4 deelnemers, schimmelwerende producten en bleekmiddelen door 16 deelnemers, spuitbussen of sprays voor behandeling van tapijten, kleding en schoenen door 11 deelnemers, verf door 13 deelnemers, vernis of lak door 7 deelnemers, boenmiddel door



16 deelnemers, dichtingsproducten door 9 deelnemers. Dit betekent dat de overblijvende deelnemers deze producten nooit gebruiken. Eén deelnemer behandelt zijn/haar schoenen wekelijks of dagelijks, 15 deelnemers doen dit af en toe. Behandeling van textiel wordt af en toe bij 6 deelnemers uitgevoerd, en de behandeling van lederwaren en zetels worden af en toe bij 9 deelnemers uitgevoerd.

Tenslotte worden de keuken en woonkamer meerdere keren per week bij 13 deelnemers tot dagelijks gestofzuigd bij 11 deelnemers.

Bevindingen i.v.m. methodologie

De vragenlijsten werden ter beschikking gesteld op papier en zo door de deelnemers ingevuld. Hierdoor waren sommige antwoorden niet in het geschikte formaat aanwezig om op te nemen in de databank en waren er verschillende manuele aanpassingen nodig (vb. tekst omzetten in getallen, eenheden converteren, bijgeschreven verduidelijkingen door de deelnemers interpreteren). Verschillende van deze situaties kunnen worden opgevangen door gebruik te maken van elektronische vragenlijsten waarbij een controle is ingebouwd op de input van de antwoordvelden.

Huisstof werd bemonsterd in drie ruimtes: de woonkamer, de keuken en de slaapkamer van de deelnemer. Om de metingen in het verzamelde huisstof te kunnen interpreteren, werden vragen gesteld over de inrichting, aanwezige materialen en productgebruik in deze drie ruimtes. Deze vragen werden opgesteld voor de drie ruimtes apart, enerzijds omdat deze vragen al in eerdere studies over huisstof gebruikt werden en anderzijds omdat dit gemakkelijker in te vullen is door de deelnemers. Omdat de stofstalen van de drie ruimtes samengevoegd werden tot één mengstaal, moesten ook de gegevens over de kenmerken van die drie ruimtes worden samengevoegd, wat niet altijd zo eenvoudig was. In de toekomst kan er best naar een beter evenwicht gezocht worden tussen de meetstrategie, het gebruik van bestaande vragenlijsten (vergelijkbaarheid) en het gemak voor de deelnemers.

Tabel 16: Beschrijving van de studiepopulatie.

Kenmerken van de studiepopulatie	Beschrijvende statistiek	
Persoonskenmerken		
Geslacht jongere (n (%))		
	Vrouw	6 (31,6 %)
	Man	13 (68,4 %)
Leeftijd deelnemer opgedeeld in klassen (n (%))		
	17 jaar	7 (36,8 %)
	18-19 jaar	12 (63,2 %)
Kenmerken van de moestuin		

Moestuin en kippen of enkel kippen (n (%))		
	moestuin en kippen	15 (78,9 %)
	enkel kippen	4 (21,1 %)
Grootte van de moestuin (m²)		
	Mediaan (P5;P95)	150 (24,2;899,1)
Composthoop aanwezig in de tuin (n (%))		
	nee	3 (15,8 %)
	ja	14 (73,7 %)
	NA's	2 (10,5 %)
Gebruik van compost in moestuin (n (%))		
	nee, nooit	4 (21,1 %)
	soms	7 (36,8 %)
	ja, altijd	5 (26,3 %)
	NA's	3 (15,8 %)
Grondwaterput aanwezig in de tuin (n (%))		
	nee	11 (57,9 %)
	ja	6 (31,6 %)
	NA's	2 (10,5 %)
Gebruik van type water om moestuin te begieten (n (%))		
	water uit de regenton of regenput	13 (68,4 %)
	water uit grondwaterput	0 (0 %)
	leidingwater (stadswater)	2 (10,5 %)
	andere	0 (0 %)
	NA's	4 (21,1 %)
Gebruik van bestrijdingsmiddelen in moestuin (n (%))		
	nee	9 (47,4 %)
	ja	7 (36,8 %)
	NA's	3 (15,8 %)
Kenmerken van de kippen en de kippenren		
Afkomst kippen (n (%))		
	zelf gekweekt	3 (15,8 %)
	gekocht bij een kweker	12 (63,2 %)
	oude batterijkippen	1 (5,3 %)
	andere	3 (15,8 %)
Kippen toegang tot composthoop (n (%))		
	nee	14 (73,7 %)
	ja	5 (26,3 %)
Voeding voor de kippen (n (%))		
	Aangekochte voeding	19 (100 %)
	Gras in de ren	11 (57,9 %)
	Grasmaaisel	8 (42,1 %)
	Onkruiden	14 (73,7 %)
	Eigen geteelde maïs, graan	3 (15,8 %)
	Brood	17 (89,5 %)
	Groenten/fruit afval uit eigen tuin	14 (73,7 %)
	Schillen groenten/fruit niet uit eigen tuin	12 (63,2 %)
	Andere volledige groenten/fruit niet uit eigen tuin	7 (36,8 %)



	Etensresten/afvalresten	17 (89,5 %)
	Vlees	8 (42,1 %)
	Frituurvet	0 (0 %)
	Panvet	2 (10,5 %)
	Sauzen	6 (31,6 %)
	Afval van vis, schaaldieren	5 (26,3 %)
	Eierschalen	8 (42,1 %)
Plek voederen van kippen (n (%))		
	binnen	5 (26,3 %)
	buiten op een verharding (bv beton)	4 (21,1 %)
	buiten op de bodem	10 (52,6 %)
Drinkwater voor de kippen (n (%))		
	water uit de regenton of regenput	13 (68,4 %)
	water uit grondwaterput	4 (21,1 %)
	leidingwater (stadswater)	2 (10,5 %)
	andere	0 (0 %)
Lokale voeding		
Consumptie aantal eieren van eigen kippen per week (ook in cake, mayonaise, etc.)		
	Mediaan (P5;P95)	2 (1;8,2)
Consumptie van eieren van eigen kippen per week in categorieën (n (%))		
	geen	0 (0 %)
	1 tot 3 eieren	14 (73,7 %)
	4 of meer eieren	5 (26,3 %)
Frequentie van consumptie van groenten uit eigen tuin: wekelijks, dagelijks of meer (n (%))		
	(Totaal) groenten	6 (31,6 %)
Kenmerken van de woning		
Bouwjaar (n (%))		
	voor 1960	6 (31,6 %)
	1960-1980	3 (15,8 %)
	1981-2000	6 (31,6 %)
	2001 en later	3 (15,8 %)
	NA's	1 (5,3 %)
Binnenshuis roken (n (%))		
	nee, nooit	19 (100 %)
Verbouwings- of verfraaiingswerken uitgevoerd in de woning de voorbije 12 maanden		
	ja	8 (42,1 %)
	nee	11 (57,9 %)
	ik weet het niet	0 (0 %)
Nieuwe gordijnen, tapijten, meubels met textiel, matrassen of behangpapier aangebracht de voorbij 12 maanden		
	ja	6 (31,6 %)
	nee	13 (68,4 %)
	ik weet het niet	0 (0 %)
Materiaal waterleiding		
	metaal	5 (26,3 %)
	kunststof	10 (52,6 %)
	NA's	4 (21,1 %)
Ventilatieroosters in de muren, ramen en/of deuren (n (%))		



	nee	15 (78,9 %)
	ja, maar deze worden soms dichtgezet/afgeplakt	4 (21,1 %)
	ja, deze staan altijd open	0 (0 %)
	ik weet het niet	0 (0 %)
Mechanisch ventilatiesysteem (Type B, C of D) (n (%))		
	nee	18 (94,7 %)
	ja, maar dit wordt soms uitgezet	0 (0 %)
	ja, dit staat altijd aan	1 (5,3 %)
	ik weet het niet	0 (0 %)
Verluchting van de woning door openen van ramen en/of buitendeuren (n (%))		
	neen (nooit of minder dan dagelijks)	1 (5,3 %)
	ja dagelijks kortstondig	4 (21,1 %)
	ja dagelijks langdurig	14 (73,7 %)
Ventilatie manueel (natuurlijk) in woonkamer, keuken of slaapkamer (n (%))		
	nergens	0 (0 %)
	gedeeltelijk	3 (15,8 %)
	overal	16 (84,2 %)
Ventilatie met roosters in woonkamer, keuken of slaapkamer (n (%))		
	nergens	14 (73,7 %)
	gedeeltelijk	4 (21,1 %)
	overal	1 (5,3 %)
Gebruik van producten binnenshuis		
Frequentie van gebruik: geurverspreiders (luchtverfrissers, spuitbussen, geurkaarsen, wierrookstokjes, elektronische sigaret) (n (%))		
	nooit	3 (15,8 %)
	af en toe	8 (42,1 %)
	wekelijks in bepaalde seizoenen tot dagelijkse hele jaar door	8 (42,1 %)
Frequentie van gebruik: insectenverdelgers (tegen vliegende en kruipende insecten: spray, strips, blokjes, korrels, elektrische toestellen) (n (%))		
	nooit	3 (15,8 %)
	af en toe	8 (42,1 %)
	wekelijks in bepaalde seizoenen tot dagelijkse hele jaar door	8 (42,1 %)
Frequentie van gebruik: antivlomiddelen voor huisdieren (n (%))		
	nooit	15 (78,9 %)
	af en toe	4 (21,1 %)
Frequentie van gebruik: schimmelwerende producten (n (%))		
	nooit	3 (15,8 %)
	ooit	16 (84,2 %)
Frequentie van gebruik: bleekmiddelen of ammoniak (n (%))		
	nooit	3 (15,8 %)
	ooit	16 (84,2 %)
Frequentie van gebruik: spuitbussen of sprays voor behandeling van tapijten, kleding, schoenen (n (%))		
	nooit	8 (42,1 %)
	af en toe	11 (57,9 %)
Frequentie van gebruik: verf (n (%))		
	nooit	5 (26,3 %)
	af en toe	13 (68,4 %)



	NA'S	1 (5,3 %)
Frequentie van gebruik: vernis of lak (n (%))		
	nooit	11 (57,9 %)
	af en toe	7 (36,8 %)
	NA'S	1 (5,3 %)
Frequentie van gebruik: boenmiddel (n (%))		
	nooit	3 (15,8 %)
	ooit	16 (84,2 %)
Frequentie van gebruik: dichtingsproducten (voegkitten zoals mastiek) (n (%))		
	nooit	9 (47,4 %)
	af en toe	9 (47,4 %)
	NA'S	1 (5,3 %)
Frequentie van behandelen van schoenen (n (%))		
	nooit	3 (15,8 %)
	af en toe of maandelijks	15 (78,9 %)
	wekelijks of dagelijks	1 (5,3 %)
Frequentie van behandelen van textiel (n (%))		
	Nooit	13 (68,4 %)
	Af en toe	6 (31,6 %)
Frequentie van behandelen van lederwaren (n (%))		
	Nooit	10 (52,6 %)
	Af en toe	9 (47,4 %)
Frequentie van behandelen van zetels (n (%))		
	Nooit	10 (52,6 %)
	Af en toe	9 (47,4 %)
Poetsgedrag		
Frequentie van stofzuigen: meerdere keren per week of dagelijks (n (%))		
	Keuken	13 (68,4 %)
	Woonkamer	11 (57,9 %)
	Slaapkamer	2 (10,5 %)
	Woonkamer, keuken en slaapkamer	11 (57,9 %)
Frequentie van nat poetsen: meerdere keren per week of dagelijks (n (%))		
	Keuken	6 (31,6 %)
	Woonkamer	4 (21,1 %)
	Slaapkamer	0 (0 %)
	Woonkamer, keuken en slaapkamer	4 (21,1 %)

10.2 BESCHRIJVENDE STATISTIEK PFAS-GEHALTES IN DE VERSCHILLENDE MATRICES

In onderstaande tabellen wordt de beschrijvende statistiek weergegeven van de PFAS-metingen in de diverse verzamelde monsters. De kwantificatielimiet (LOQ) wordt gebruikt als limiet om waarden te rapporteren. Voor de verschillende PFAS-componenten wordt de beschrijvende statistiek weergegeven die bestaat uit het aantal stalen boven de kwantificatielimiet (LOQ), het geometrisch gemiddelde, P25, P50 en P75. In het rapport worden

enkel die PFAS-componenten vermeld met metingen boven de LOQ. Een volledig overzicht van alle PFAS per matrix is te vinden in bijlage 7. De verzamelde monsters zijn:

- Bodem van de moestuin in Tabel 18
- Bodem van de kippenren in Tabel 19
- Compost in Tabel 20
- Irrigatiewater moestuin in Tabel 21
- Water voor de kippen in Tabel 22
- Leidingwater in Tabel 24
- Huisstof in Tabel 25
- Bladgewassen in Tabel 26
- Peulgewassen in Tabel 27
- Wortelgewassen in Tabel 28
- Knolgewassen (geen tabel)
- Eieren in Tabel 29
- Serum in Tabel 30

PFAS kunnen voorkomen in een lineaire vorm (één lange keten) of in vertakte vorm. Voor perfluorooctaan-1-zuur (PFOA), perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS), perfluorooctaan-1-sulfonzuur (PFOS), N-methylperfluorooctaan-1-sulfonamide (MePFOSA), N-ethylperfluorooctaan-1-sulfonamide (EtPFOSA), N-methylperfluorooctaan-1-sulfonamidoazijnzuur (MePFOSAA) en N-ethylperfluorooctaan-1-sulfonamidoazijnzuur (EtPFOSAA) worden zowel de lineaire vormen gerapporteerd als de combinatie van lineaire + vertakte vormen (L+B). Voor de overige gemeten PFAS kon het onderscheid tussen lineaire en vertakte vormen niet gemaakt worden.

Tabel 17 geeft een vergelijkend overzicht van de mate waarin de verschillende PFAS-componenten konden gekwantificeerd worden in de verschillende matrices. Op basis van het percentage stalen boven de LOQ werden kleurcodes toegekend voor PFAS die veel worden waargenomen (meer dan 75% > LOQ, oranje), matig worden waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ, geel), weinig worden waargenomen (minder dan 25% > LOQ, blauw), niet worden waargenomen (0% > LOQ, wit) en niet gemeten werden (grijs). Op basis van deze gegevens kunnen we stellen dat:

- Dominante PFAS over de verschillende matrices: PFOA, PFOS, PFNA, PFDA, PFBA en 6:2 FTS;
- PFBA is matig waargenomen in de bodem en ook waargenomen in de groenten en in de eieren;
- 6:2 FTS is veel waargenomen in water en matig waargenomen in de groenten, maar niet in de eieren;
- De meetresultaten voor 6:2 FTS, zowel in water als in huisstof, vertonen echter nog te grote onzekerheden om een duidelijke betekenis van deze resultaten te kunnen afleiden. Verder onderzoek naar de methode voor bemonstering en analyse is nodig voor toekomstige studies.
- PFDoA, PFTrA en PFTeA zijn veel waargenomen in de eieren, maar niet in de bodem van de kippenren of in de waterstalen (wel in compoststalen).

Bevindingen i.v.m. methodologie

De metingen van PFAS in compost en in de waterstalen zijn tijdens de looptijd van het project toegevoegd omdat er bijkomend budget beschikbaar kwam. Hiervoor moest een addendum bij het ethisch dossier worden ingediend en moet ook aan de deelnemers opnieuw toestemming gevraagd worden. Op dat moment was het veldwerk al aan de gang. De laattijdige toevoeging van deze matrices kan hebben bijgedragen aan het weinig voorhanden zijn van compost (bij sommige deelnemers reeds opgebruikt in de tuin) en aan de verwarring bij de waterstalen (zie verder). Aanpassingen aan het studieprotocol tijdens de looptijd van het veldwerk zijn dan ook niet aan te raden.

Voor het irrigatiewater van de moestuin en het drinkwater van de kippen blijkt er een discrepantie te zijn tussen de antwoorden op de vragen hierover in de vragenlijst en de informatie die de deelnemers aan de veldwerker doorgeven. Zo antwoordden alle deelnemers met een moestuin dat ze de moestuin begieten met regenwater, maar als de veldwerker ter plekke kwam om het irrigatiewater voor de moestuin te bemonsteren, waren er twee deelnemers die aangaven hiervoor leidingwater te gebruiken en werd bij hen leidingwater bemonsterd. Ook voor het drinkwater voor de kippen merken we verschillen tussen de antwoorden in de vragenlijst en de bemonstering. Een mogelijk reden hiervoor kan liggen in het tijdsverschil tussen het invullen van de vragenlijst en de bemonstering van de waterstalen. Een andere mogelijke reden kan zijn dat deelnemers zelf een voorkeur hadden over het type water waarin PFAS zouden gemeten worden. De bemonstering van het leidingwater is namelijk aan de deelnemers gecommuniceerd na het nemen van het irrigatiewater voor de moestuin en het drinkwater voor de kippen. Voor deelnemers blijkt het soms ook moeilijk om een onderscheid te maken tussen een regenwaterput en een grondwaterput, zeker als het gaat over een ouder huis waarbij de deelnemer de put niet zelf heeft laten plaatsen. Ook dit kan bijdragen aan de waargenomen verschillen tussen de antwoorden in de vragenlijst en de bemonstering.

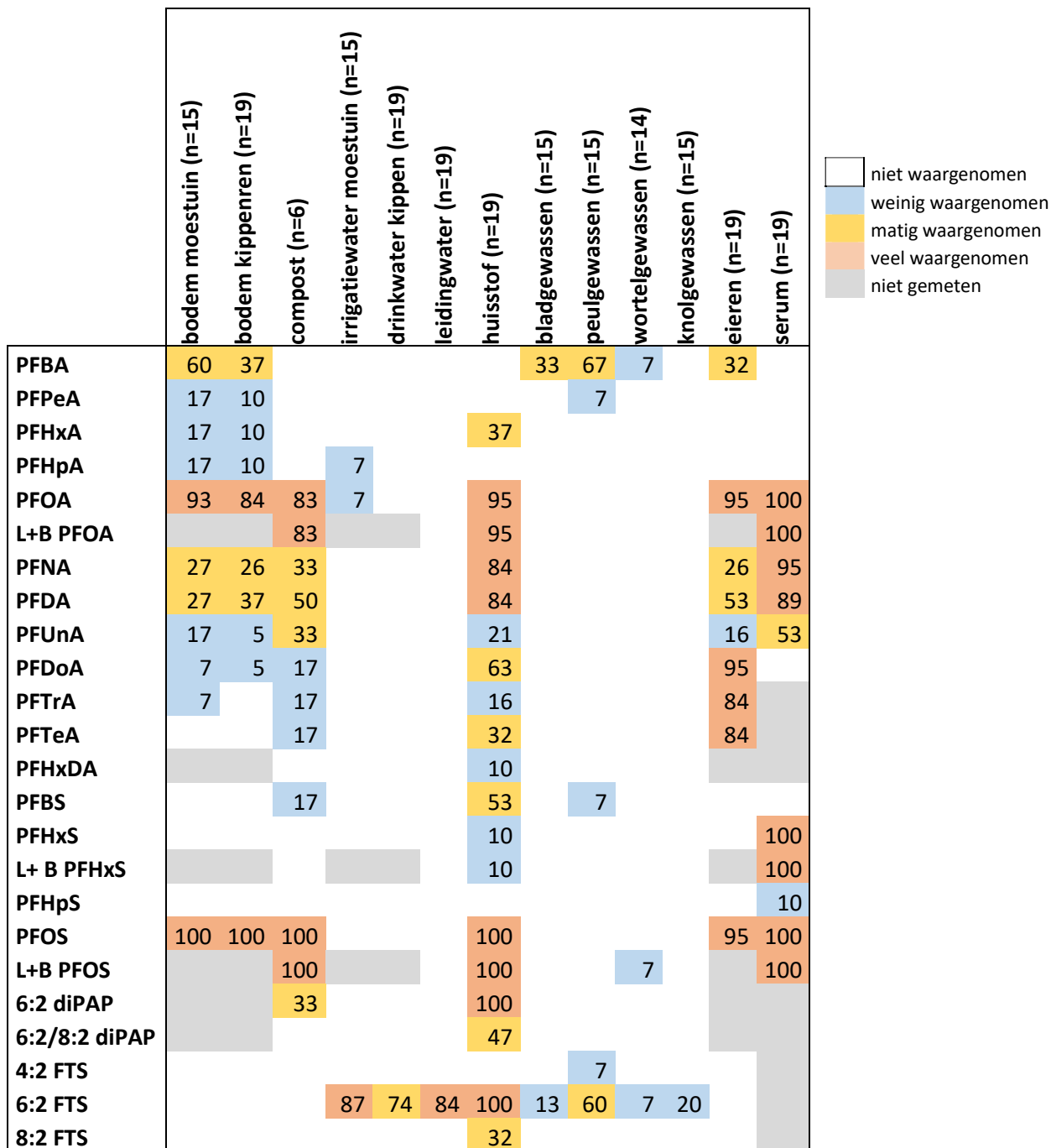
Uit discussies met de leden van de stuurgroep blijkt dat metingen van 6:2 FTS gevoelig kunnen zijn voor contaminatie. De meetresultaten voor deze PFAS in de waterstalen liggen in deze studie opmerkelijk hoger dan in de metingen in drinkwater en oppervlaktewater die door VMM gerapporteerd worden. Ook de meting van 6:2 FTS in huisstof wordt door het labo als 'indicatief' gecategoriseerd, met een meetonzekerheid die hoger is dan 50%. Bijkomend onderzoek naar de betrouwbaarheid en de kwetsbare punten in de bemonstering en analyse van 6:2 FTS zijn wenselijk.

De vooropgestelde LOQ van 10 ng/l voor drinkwater werd niet behaald in de stalen van het leidingwater. Gelet op de gerapporteerde concentraties in drinkwater door VMM moet het mogelijk zijn om een lagere LOQ te behalen. Verdere verfijning van de meetmethode lijkt hier dan ook aangewezen.

Hoewel er voor de huisstofbemonstering gebruik werd gemaakt van een bestaand en gepubliceerd protocol, bleek deze methode in onze studie niet toe te laten het verzamelde stof te wegen. Hierdoor was het niet mogelijk om de PFAS-gehalten uit te drukken per gram stof, wat nodig was voor de modellering. Optimalisatie van deze methode of het ontwikkelen van een alternatieve methode lijkt hier aangewezen.



Tabel 17: Heatmap op basis van percentage stalen boven de LOQ voor de verschillende PFAS in de verschillende matrices. 0% = niet waargenomen; <25% = weinig waargenomen; 25%-75% = matig waargenomen; >75% veel waargenomen.



10.2.1 PFAS in de bodem van de moestuin

De PFAS-gehalten in de bodem van de moestuin (n = 15) worden weergegeven in Tabel 18. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFOS werd bij alle bodemstalen van de moestuin (100%) boven de LOQ waargenomen. PFOA werd bij 93% van de bodemstalen van de moestuin boven de LOQ waargenomen.

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFBA werd bij 40% van de bodemstalen in de moestuin boven de LOQ waargenomen. PFNA en PFDA werden bij 27% van de bodemstalen van de moestuin boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFPeA, PFHxA, PFHpA en PFUnA werden bij 17% van de bodemstalen van de moestuin boven de LOQ waargenomen, PFDoA en PFTrA werden bij 7% van de bodemstalen in de moestuin boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle bodemstalen van de moestuin (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 18: PFAS-gehalten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof) in de bodem van de moestuin. N = aantal deelnemers, LOQ= kwantificatielimiet, GM= geometrisch gemiddelde, P= percentielen, 95%CI= 95% confidentie-interval.

PFAS in de bodem van de moestuin ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	15	40 %	LOQ=[0,15,1]	0,16 (0,12-0,23)	<maxLOQ	0,16	0,26
Perfluorpentaanzuur (PFPeA)	15	86,7 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,19)
Perfluorhexaanzuur (PFHxA)	15	86,7 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,33)
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	15	86,7 %	LOQ=[0,1,0,15]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ (<maxLOQ-0,16)
Lineair perfluoroctaanzuur (PFOA)	15	6,7 %	LOQ=0,1	0,25 (0,18-0,36)	0,18 (<LOQ-0,25)	0,26 (0,18-0,43)	0,42 (0,28-0,63)
Perfluornonaanzuur (PFNA)	15	73,3 %	LOQ=[0,1,0,15]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	0,10 (<maxLOQ-0,28)
Perfluordecaanzuur (PFDA)	15	73,3 %	LOQ=[0,1,0,15]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	0,10 (<maxLOQ-0,36)
Perfluorundecaanzuur (PFUnA)	15	86,7 %	LOQ=[0,1,0,15]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ (<maxLOQ-0,34)
Perfluordodecaanzuur (PFDoA)	15	93,3 %	LOQ=[0,1,0,15]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ
Perfluortridecaanzuur (PFTrA)	15	93,3 %	LOQ=[0,1,0,15]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ (<maxLOQ-0,26)
Lineair perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)	15	0 %	LOQ=NA	0,53 (0,35-0,81)	0,3 (0,15-0,54)	0,55 (0,3-0,74)	0,74 (0,58-3,4)

10.2.2 PFAS in de bodem van de kippenren

De PFAS-gehalten in de bodemstalen van de kippenren (n = 19) worden weergegeven in Tabel 19. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFOS werd bij alle bodemstalen van de kippenren (100%) boven de LOQ waargenomen. PFOA werd bij 84% van de bodemstalen van de kippenren boven de LOQ waargenomen.

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFBA en PFDA werden bij 37% van de bodemstalen van de kippenren boven de LOQ waargenomen. PFNA werd bij 26% van de bodemstalen van de kippenren boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFPeA, PFHxA en PFHpA werden bij 10% van de bodemstalen van de kippenren boven de LOQ waargenomen, PFUnA en PFDoA werden bij 5% van de bodemstalen van de kippenren boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle bodemstalen van de kippenren (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 19: PFAS-gehalten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof) in de bodem van de kippenren. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in de bodem van de kippenren ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	19	63,2 %	LOQ=0,15	-	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,18)	0,2 (<LOQ-0,42)
Perfluorpentaanzuur (PFPeA)	19	89,5 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,19)
Perfluorhexaanzuur (PFHxA)	19	89,5 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,14)
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	19	89,5 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,17)
Lineair perfluoroctaanzuur (PFOA)	19	15,8 %	LOQ=0,1	0,2 (0,14-0,29)	0,12 (<LOQ-0,2)	0,22 (0,12-0,34)	0,35 (0,25-0,61)
Perfluornonaanzuur (PFNA)	19	73,7 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	0,12 (<LOQ-0,15)
Perfluordecaanzuur (PFDA)	19	63,2 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,1)	0,11 (<LOQ-0,24)
Perfluorundecaanzuur (PFUnA)	19	94,7 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Perfluordodecaanzuur (PFDoA)	19	94,7 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Lineair perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)	19	0 %	LOQ=NA	0,42 (0,33-0,53)	0,27 (0,18-0,44)	0,48 (0,27-0,54)	0,54 (0,5-0,94)

10.2.3 PFAS in compost

De PFAS-gehaltenes in compost (n = 6) worden weergegeven in Tabel 20. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFOS en L+B PFOS kon bij 100% van de compoststalen boven de LOQ worden waargenomen. PFOA en L+B PFOA werd bij 83% van de compoststalen boven de LOQ waargenomen.

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFDA werd bij 50% van de compoststalen boven de LOQ waargenomen, PFNA, PFUnA en 6:2 diPAP werden bij 33% van de compoststalen waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFDaA, PFTrA, PFTeA en PFBS werden bij slechts één of enkele compoststalen boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle compoststalen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 20: Overzicht van de PFAS-gehaltenes (µg/kg droge stof) in compost. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimit, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in compost (µg/kg droge stof)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P50 (95%CI)
Lineair perfluorooctaanzuur (PFOA)	6	16,7 %	LOQ=0,15	0,21 (0,12-0,35)	0,22 (<LOQ-0,5)
Lineair + branched perfluorooctaanzuur (L+B PFOA)	6	16,7 %	LOQ=0,15	0,21 (0,13-0,37)	0,22 (<LOQ-0,51)
Perfluornonaanzuur (PFNA)	6	66,7 %	LOQ=0,15	-	<LOQ (<LOQ-0,62)
Perfluordecaanzuur (PFDA)	6	50 %	LOQ=0,15	-	<LOQ (<LOQ-1,01)
Perfluorundecaanzuur (PFUnA)	6	66,7 %	LOQ=0,15	-	<LOQ (<LOQ-1,24)
Perfluordodecaanzuur (PFDaA)	6	83,3 %	LOQ=0,15	-	<LOQ (<LOQ-0,79)
Perfluortridecaanzuur (PFTrA)	6	83,3 %	LOQ=0,15	-	<LOQ (<LOQ-0,51)
Perfluortetradecaanzuur (PFTeA)	6	83,3 %	LOQ=0,15	-	<LOQ
Perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)	6	83,3 %	LOQ=0,15	-	<LOQ (<LOQ-0,3)
Lineair perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)	6	100 %	LOQ=0,15	-	<LOQ
Lineair perfluorooctaansulfonzuur (PFOS)	6	0 %	LOQ=NA	0,49 (0,34-0,7)	0,46 (0,31-0,91)
Lineair + branched perfluorooctaansulfonzuur (L+B PFOS)	6	0 %	LOQ=NA	0,68 (0,48-0,97)	0,64 (0,42-1,24)
6:2 fluortelomeerfosfaat diester (6:2 diPAP)	6	66,7 %	LOQ=5	-	<LOQ (<LOQ-5,74)

10.2.4 PFAS in irrigatiewater moestuin

Bij 15 deelnemers werd het water bemonsterd dat gebruikt wordt om de moestuin te begieten. Hiervoor vroeg de veldwerker aan de deelnemers van welke waterbron er een staal moest worden afgenomen. Voor 13 deelnemers bestond dit water uit regenwater en voor 2 deelnemers uit leidingwater. Dit komt niet helemaal overeen met het antwoord van de deelnemers op de vraag in de vragenlijst, waarbij alle deelnemers aangeduid hebben dat ze regenwater gebruiken voor de moestuin.

De PFAS-gehaltenes in het water waarmee de moestuin begoten wordt (n = 15), worden weergegeven in Tabel 21. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): 6:2 FTS werd bij 87% van waterstalen waarmee de moestuin begoten wordt, boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFHpA en PFOA werden bij 7% van de waterstalen waarmee de moestuin begoten wordt, boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle waterstalen waarmee de moestuin begoten wordt (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 21: PFAS-gehaltenes in water (ng/l) waarmee moestuin begoten wordt. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimit, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in water moestuin (ng/l)	N	% < LOQ	LOQ=20	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	15	93,3 %	LOQ=20	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Lineair perfluoroctaanzuur (PFOA)	15	93,3 %	LOQ=20	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-24)
6:2 fluortelomeersulfonzuur (6:2 FTS)	15	13,3 %	LOQ=20	41 (28-60)	28 (<LOQ-43)	44 (27-72)	72 (47-113)

10.2.5 PFAS in drinkwater van de kippen

De PFAS-gehaltenes in drinkwater van de kippen (n = 19) worden weergegeven in Tabel 22. Dit is een mix van regenwater (n=12), grondwater (n=2) en leidingwater (n=5). Ook dit is niet volledig in overeenstemming met de antwoorden die de deelnemers gegeven hebben in de vragenlijst. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): 6:2 FTS werd bij 74% van de drinkwaterstalen van de kippenren boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle drinkwaterstalen van de kippenren (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 22: PFAS-gehaltenes (ng/l) in het drinkwater van de kippen. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in drinkwater van de kippenren (ng/l)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
6:2 fluortelomeersulfonzuur (6:2 FTS)	19	26,3 %	LOQ=20	32 (22-49)	<LOQ (<LOQ-28)	28 (<LOQ-61)	64 (31-124)

10.2.6 PFAS in regenwater

Op basis van de verzamelde waterstalen voor het begieten van de moestuin en het drinkwater van de kippen waren er bij 15 deelnemers meetresultaten voor regenwater beschikbaar. Enkel voor PFHpA, PFOA en 6:2 FTS werden meetwaarden boven de LOQ waargenomen. De beschrijvende statistiek is weergegeven in Tabel 23. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): 6:2 FTS werd bij 80% van de regenwaterstalen boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 24% > LOQ): PFHpA en PFOA werden bij 7% van de regenwaterstalen (=1 staal) boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle drinkwaterstalen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 23: PFAS-gehaltenes (ng/l) in het regenwater. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in regenwater (ng/l)	N	% < LOQ	LOQ=20	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	15	93,3 %	LOQ=20	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Lineair perfluoroctaanzuur (PFOA)	15	93,3 %	LOQ=20	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ
6:2 fluortelomeersulfonzuur (6:2 FTS)	15	20 %	LOQ=20	36 (23-56)	24 (<LOQ-29)	29 (22-68)	66 (33-141)

10.2.7 PFAS in leidingwater

De PFAS-gehaltenes in het drinkwater voor humane consumptie (n = 19 of n = 6), worden weergegeven in Tabel 24. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. De LOQ bedraagt voor alle gemeten PFAS 20 ng/l, wat betekent dat de vooropgestelde LOQ van 10 ng/l voor drinkwater niet werd behaald. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): 6:2 FTS werd bij 84% van de drinkwaterstalen boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle drinkwaterstalen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 24: PFAS-gehalten (ng/l) in drinkwater. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in drinkwater voor humane consumptie (ng/l)	N	% < LOQ	LOQ=20	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
6:2 fluortelomeersulfonzuur (6:2 FTS)	19	15,8 %	LOQ=20	53 (34-82)	30 (<LOQ-52)	55 (31-112)	115 (64-161)

Vergelijking met drinkwateranalyses VMM

De LOQ (20 ng/l) in de huidige studie ligt hoger dan de meeste LOQ's in de range gerapporteerd voor de drinkwateranalyses door VMM²⁰ (0,5-20 ng/l). VMM rapporteert zes PFAS met een maximale meetwaarde hoger dan 10 ng/l, zijnde PFBA (28 ng/l), PFBS (21 ng/l), PFPeA (14 ng/l), PFHxS (14 ng/l), PFOS (13 ng/l), 8:2 diPAP (12,8 ng/l), PFHxA (11 ng/l). Verschillende van deze door VMM gerapporteerde maximale waarden zijn lager dan de LOQ in de huidige studie. Er is dus zeker nood aan een lagere LOQ.

Voor 6:2 FTS rapporteert VMM een maximale waarde van 7,91 ng/l. Het 75^{ste} percentiel voor 6:2 FTS in onze studie is 115 ng/l, wat veel hoger is dan de maximale waarde gerapporteerd door VMM. Het rapport van VMM behandelt de meetresultaten op locaties van drinkwaterinfrastructuur, zoals watertorens, reservoirs en waterproductiecentra en geeft dus een beeld van PFAS in het drinkwater aanwezig in het net. In de huidige studie werden de drinkwaterstalen bemonsterd aan de kraan in de huizen. Is het mogelijk dat er nog een aanrijking met 6:2 FTS plaatsvindt in de leidingen in de woningen? Of is er sprake van contaminatie van de stalen? Contaminatie van de stalen tijdens het veldwerk is weinig waarschijnlijk, enerzijds omdat de stalen rechtstreeks van de kraan in het recipiënt bemonsterd werden en anderzijds omdat deze resultaten zeer gelijkaardig zijn aan de resultaten van het irrigatiewater van de moestuin en het drinkwater van de kippen die door de veldwerker werden bemonsterd (leidingwater werd door de deelnemers zelf bemonsterd).

10.2.8 PFAS in het huisstof

De PFAS-gehalten in het huisstof (n = 19) worden weergegeven in Tabel 25. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. PFAS-componenten waarvan de meetwaarden indicatief of onbetrouwbaar werden beschouwd, werden niet opgenomen in Tabel 25. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFOS en L+B PFOS kon bij alle huisstofstalen (100%) boven de LOQ worden waargenomen. PFOA en L+B PFOA werd bij 95% van de huisstofstalen boven de LOQ waargenomen. PFNA werd bij 84% van de huisstofstalen boven de LOQ waargenomen.

²⁰ VMM (2021) Perfluorverbindingen in drinkwater. [https://assets.vlaanderen.be/image/upload/v1643657410/PFAS - VMM - Perfluorverbindingen in drinkwater_lgrwli.pdf](https://assets.vlaanderen.be/image/upload/v1643657410/PFAS_-_VMM_-_Perfluorverbindingen_in_drinkwater_lgrwli.pdf)

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFBS (53%) en PFHxA (37%) werden matig boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFHxDA (10%), PFHxS (10%) en L+B PFHxS (10%) werden beperkt boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle huisstofstalen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 25: Overzicht van de PFAS-gehaltenes (ng/filter) in het huisstof. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in het huisstof (ng/filter)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorhexaanzuur (PFHxA)	19	63,2 %	LOQ=0,6	-	<LOQ	<LOQ (<LOQ-1,19)	1,41 (<LOQ-7,47)
Lineair perfluorooctaanzuur (PFOA)	19	5,3 %	LOQ=0,5	1,24 (0,78-1,97)	0,69 (<LOQ-0,98)	1,07 (0,69-1,45)	1,5 (1,07-7,83)
Lineair + branched perfluorooctaanzuur (L+B PFOA)	19	5,3 %	LOQ=0,5	1,37 (0,86-2,18)	0,76 (0,58-0,98)	1,05 (0,78-1,93)	1,98 (1,26-8,44)
Perfluornonaanzuur (PFNA)	19	15,8 %	LOQ=0,4	0,69 (0,46-1,02)	0,48 (<LOQ-0,65)	0,69 (0,5-0,84)	0,88 (0,7-2,85)
Perfluorhexadecaanzuur (PFHxDA)	19	89,5 %	LOQ=0,2	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,25)
Perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)	19	47,4 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	0,21 (<LOQ-0,66)	0,68 (0,3-2,32)
Lineair perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)	19	89,5 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,12)
Lineair + branched perfluorhexaansulfonzuur (L+B PFHxS)	19	89,5 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,14)
Lineair perfluorooctaansulfonzuur (PFOS)	19	0 %	LOQ=NA	0,93 (0,7-1,23)	0,71 (0,48-0,8)	0,82 (0,72-1,02)	1,04 (0,85-2,58)
Lineair + branched perfluorooctaansulfonzuur (L+B PFOS)	19	0 %	LOQ=NA	1,93 (1,28-2,92)	1,32 (0,76-1,61)	1,8 (1,35-1,93)	1,95 (1,83-9,89)
6:2 fluortelomeerfosfaat diester (6:2 diPAP)	19	0 %	LOQ=NA	4,9 (2,54-9,46)	1,69 (0,97-3,14)	3,34 (1,74-8,7)	8,94 (3,82-58,67)

10.2.9 PFAS in bladgewassen

De PFAS-gehaltenes in bladgewassen (n = 15) worden weergegeven in Tabel 26. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFBA werd bij 43% van de stalen van de bladgewassen boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle stalen van bladgewassen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 26: PFAS-gehaltenes ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vers gewicht) in bladgewassen. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in bladgewassen ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vers gewicht)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	15	66,7 %	LOQ=[0,077,0,099]	-	<maxLOQ Q	<maxLOQ (<maxLOQ-0,099)	0,099 (<maxLOQ-0,168)

10.2.10 PFAS in peulgewassen

De PFAS-gehaltenes in peulgewassen (n = 15) worden weergegeven in Tabel 27. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFBA werd bij 67% van de stalen van de peulgewassen boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFPeA en PFBS werden bij 7% van de stalen van de peulgewassen boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen: de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle stalen van de peulgewassen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 27: PFAS-gehaltenes ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vers gewicht) in peulgewassen. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in peulgewassen ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vers gewicht)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	15	33,3 %	LOQ=[0,095,0,099]	0,112 (0,08-0,16)	<maxLOQ (<maxLOQ-0,12)	0,12 (<maxLOQ-0,15)	0,145 (0,12-0,40)
Perfluorpentaanzuur (PFPeA)	15	93,3 %	LOQ=[0,082,0,099]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ (<maxLOQ-0,11)
Perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)	15	93,3 %	LOQ=[0,082,0,099]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ

10.2.11 PFAS in wortelgewassen

De PFAS-gehaltenes in wortelgewassen (n = 14) worden weergegeven in Tabel 28. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFBA en L+B PFOS werden bij 7% van de stalen van de wortelgewassen boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle stalen van de wortelgewassen (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 28: PFAS-gehaltenes (µg/kg vers gewicht) in wortelgewassen. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in wortelgewassen (µg/kg vers gewicht)	N	%< LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	14	92,9 %	LOQ=[0,085,0,099]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ (<maxLOQ-0,14)
Lineair + branched perfluoroctaansulfonzuur (L+B PFOS)	14	92,9 %	LOQ=[0,085,0,099]	-	<maxLOQ	<maxLOQ	<maxLOQ (<maxLOQ-0,18)

10.2.12 PFAS in knolgewassen

De PFAS-gehaltenes in knolgewassen (n = 15) worden weergegeven in bijlage 7. Enkel voor 6:2 FTS werden meetwaarden >LOQ waargenomen, maar omdat deze metingen als indicatief beschouwd werden, zijn ze niet opgenomen in de beschrijvende statistiek.

10.2.13 PFAS in eieren

De PFAS-gehaltenes in eieren (n = 19) worden weergegeven in Tabel 29. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFOA, PFDoA en PFOS werden bij 95% van de eieren boven de LOQ waargenomen. PFTrA en PFTeA werden bij 84% van de eieren boven de LOQ waargenomen.

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFDA werd bij 53% van de eieren, PFBA werd bij 32% en PFNA werd bij 26% van de eieren boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFUnA werd bij 16% van de eieren boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ in alle eieren (100%) of werden niet gemeten (blanco).

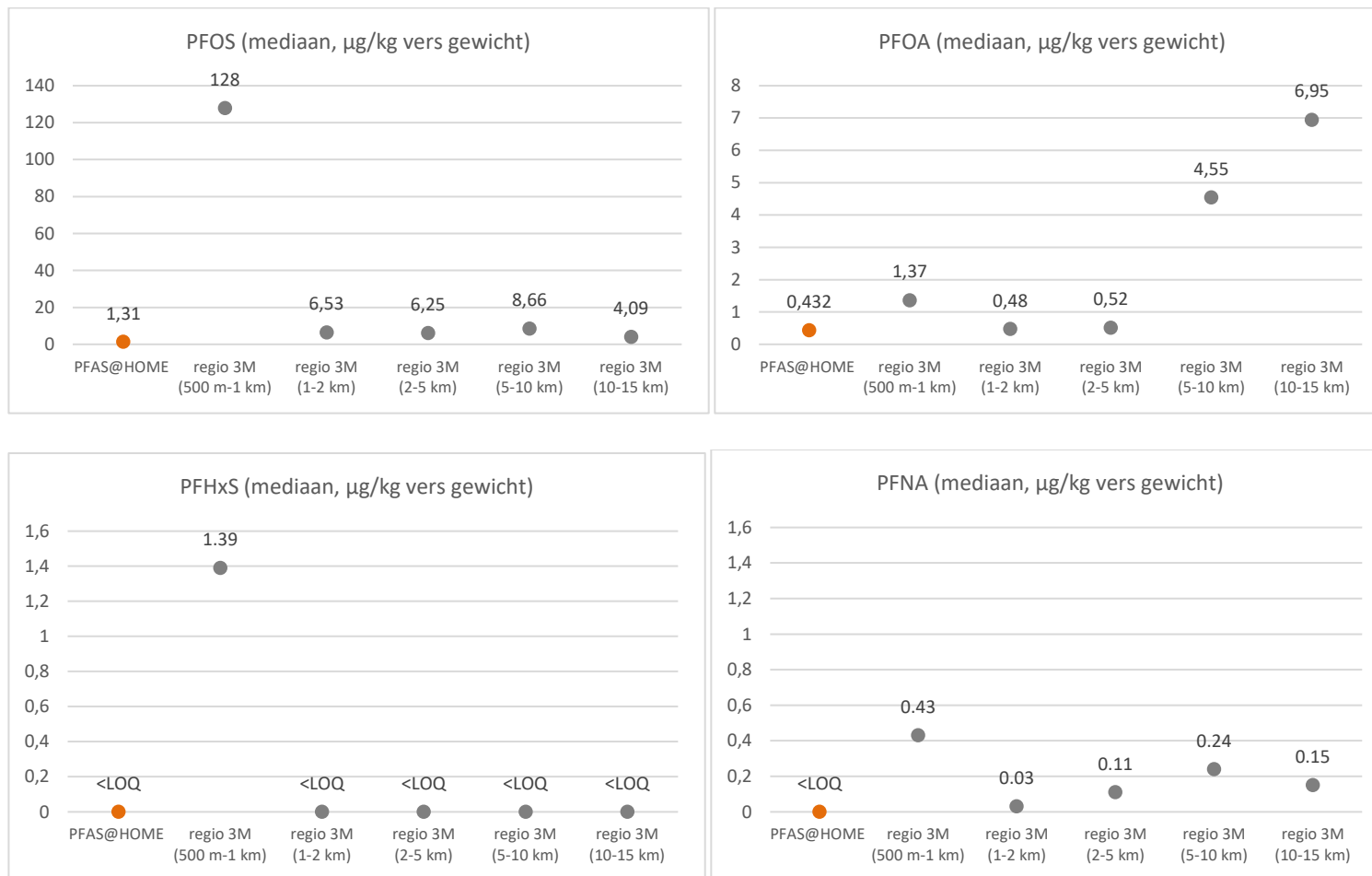
Tabel 29: Overzicht van de PFAS-gehaltenes (ng/g vers gewicht) in eieren. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimiet, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in eieren (ng/g vers gewicht)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	19	68,4 %	LOQ=0,158	-	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,17)	0,17 (<LOQ-0,21)
Lineair perfluorooctaanzuur (PFOA)	19	5,3 %	LOQ=0,193	0,42 (0,33-0,52)	0,36 (0,21-0,43)	0,43 (0,37-0,52)	0,52 (0,45-0,87)
Perfluornonaanzuur (PFNA)	19	73,7 %	LOQ=0,191	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,24)
Perfluordecaanzuur (PFDA)	19	47,4 %	LOQ=0,274	-	<LOQ	0,29 (<LOQ-0,40)	0,41 (0,32-0,82)
Perfluorundecaanzuur (PFUnA)	19	84,2 %	LOQ=0,231	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,324)
Perfluordodecaanzuur (PFDoA)	19	5,3 %	LOQ=0,524	1,90 (1,39-2,60)	1,33 (0,98-1,86)	1,96 (1,40-2,62)	2,66 (2,21-5,10)
Perfluortridecaanzuur (PFTrA)	19	15,8 %	LOQ=0,515	1,04 (0,73-1,49)	0,71 (<LOQ-1,14)	1,25 (0,74-1,80)	1,81 (1,29-3,70)
Perfluortetradecaanzuur (PFTeA)	19	15,8 %	LOQ=0,61	1,95 (1,22-3,12)	1,01 (<LOQ-2,14)	2,45 (1,02-3,51)	3,53 (3,12-9,33)
Lineair perfluorooctaansulfonzuur (PFOS)	19	5,3 %	LOQ=0,2	1,07 (0,66-1,74)	0,53 (0,23-1,29)	1,31 (0,56-2,03)	2,18 (1,56-4,65)

Situering ten opzichte van meetgegevens uit de regio rond 3M

In het kader van de PFAS-problematiek in de regio rond het bedrijf 3M in Zwijndrecht vermeldt het eerste tussentijdse rapport van PFAS-opdrachthouder Karl Vranken²¹ meetgegevens van PFAS in eieren van 65 particulieren verzameld in 2018-2019 op verschillende afstanden van de 3M-site. Figuur 2 vergelijkt de mediane waarden voor PFOS, PFHxS, PFOA en PFNA in de huidige studie met deze uit de omgeving van 3M. In beide studies werden de metingen in eieren uitgevoerd door hetzelfde laboratorium (UA-ECOSPHERE). Voor PFOS en PFNA zijn de mediane gehalten in de huidige studie lager dan in de omgeving van 3M, voor PFOA en PFHxS zijn de mediane gehalten vergelijkbaar.

²¹ Vlaamse overheid (2021) Aanpak PFAS problematiek. Eerste tussentijds rapport van de opdrachthouder aangesteld door de Vlaamse Regering. <https://www.vlaanderen.be/pfas-vervuiling/pfas-eerste-tussentijdse-rapport-van-de-opdrachthouder>



Figuur 2: Vergelijking van mediane gehalten PFOS, PFHxS, PFOA en PFNA in eieren tussen de huidige studie (PFAS@HOME) en een studie bij 65 particulieren in de regio rond 3M in Zwijndrecht (bron: 1^{ste} rapport van de opdrachtouder)

10.2.14 PFAS in serum

De PFAS-gehalten in het serum van de 19 deelnemers worden weergegeven in Tabel 30. Enkel de PFAS met meetwaarden >LOQ worden weergegeven. Een volledig overzicht is te vinden in bijlage 7.

Vaak waargenomen (meer dan 75% > LOQ): PFOA, L+B PFOA, PFHxS, L+B PFHxS, PFOS en L+B PFOS werden in het serum van alle deelnemers (100%) boven de LOQ waargenomen. PFNA werd bij 95% en PFDA werd bij 89% van de deelnemers boven de LOQ waargenomen.

Matig waargenomen (tussen 25% en 75% > LOQ): PFUnA werd bij 53% van de deelnemers boven de LOQ waargenomen.

Weinig waargenomen (minder dan 25% > LOQ): PFHpS werd bij 10% van de deelnemers boven de LOQ waargenomen.

Niet waargenomen (0% > LOQ): de overige PFAS-componenten lagen allemaal onder de LOQ bij alle deelnemers (100%) of werden niet gemeten (blanco).

Tabel 30: Overzicht PFAS-gehalten ($\mu\text{g/l}$) in serum van totale onderzoeksgroep. N = aantal deelnemers, LOQ = kwantificatielimit, GM = geometrisch gemiddelde, P = percentielen, 95%CI = 95% confidentie-interval.

PFAS in serum ($\mu\text{g/l}$)	N	% < LOQ	LOQ	GM (95%CI)	P25 (95%CI)	P50 (95%CI)	P75 (95%CI)
Lineair perfluorooctaanzuur (PFOA)	19	0 %	LOQ=NA	0,97 (0,69-1,37)	0,8 (0,38-0,94)	0,98 (0,84-1,29)	1,31 (1,05-2,51)
Lineair + branched perfluorooctaanzuur (L+B PFOA)	19	0 %	LOQ=NA	1,16 (0,86-1,58)	0,99 (0,44-1,14)	1,17 (1,04-1,46)	1,48 (1,25-2,82)
Perfluornonaanzuur (PFNA)	19	5,3 %	LOQ=0,1	0,33 (0,24-0,44)	0,25 (0,15-0,32)	0,32 (0,26-0,47)	0,48 (0,34-0,86)
Perfluordecaanzuur (PFDA)	19	10,5 %	LOQ=0,1	0,22 (0,16-0,3)	<LOQ-0,25	0,25 (0,17-0,3)	0,3 (0,25-0,55)
Perfluorundecaanzuur (PFUnA)	19	47,4 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	0,12 (<LOQ-0,15)	0,16 (0,12-0,18)
Lineair perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)	19	0 %	LOQ=NA	0,59 (0,43-0,81)	0,41 (0,24-0,63)	0,65 (0,42-0,79)	0,81 (0,67-1,55)
Lineair + branched perfluorhexaansulfonzuur (L+B PFHxS)	19	0 %	LOQ=NA	0,68 (0,51-0,91)	0,46 (0,28-0,73)	0,73 (0,47-0,9)	0,92 (0,74-1,63)
Perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)	19	89,5 %	LOQ=0,1	-	<LOQ	<LOQ	<LOQ (<LOQ-0,13)
Lineair perfluorooctaansulfonzuur (PFOS)	19	0 %	LOQ=NA	3,72 (2,53-5,46)	2,2 (1,14-3,35)	4,2 (2,32-6,49)	6,72 (5,05-10,9)
Lineair + branched perfluorooctaansulfonzuur (L+B PFOS)	19	0 %	LOQ=NA	11,5 (8,52-15,6)	7,09 (3,75-12,0)	13,2 (7,54-18,4)	18,7 (13,4-30,5)

10.3 VERGELIJKING MET TOETSINGSWAARDEN VOOR BODEM, GRONDWATER EN DRINKWATER

Binnen de werkgroep Handelingskader van de PFAS-opdrachthouder werden toetsingswaarden afgeleid voor bodem met bestemmingstype wonen, grondwater en drinkwater (Tabel 13). De PFAS-gehaltenes gemeten in de huidige studie in de bodem, het grondwater en het drinkwater worden hieronder vergeleken met deze toetsingswaarden.

10.3.1 Vergelijking met toetsingswaarde voor bodem

In opdracht van OVAM werd een voorstel uitgewerkt voor toetsingswaarden en streefwaarden voor PFOS en PFOA in bodem²². Dit voorstel werd overgenomen in een tijdelijk handelingskader voor milieucompartimenten en door de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek voorgelegd aan de Vlaamse regering.

De tijdelijk vastgelegde toetsingswaarde voor PFOS (3,8 µg/kg droge stof) en PFOA (4,3 µg/kg droge stof) in bodem van woonzones met moestuin en kippenren wordt in geen enkel staal van de moestuin of kippenren overschreden, met uitzondering van 1 moestuin waar de tijdelijk vastgelegde toetsingswaarde voor PFOS beperkt wordt overschreden (Tabel 31).

Alle bodemstalen van moestuin en kippenren, met uitzondering van 1 moestuin, lagen ook onder de streefwaarden voor PFOS (1,5 µg/kg droge stof) en PFOA (1 µg/kg droge stof), zijnde de achtergrondconcentratie in niet-vervuilde bodem. De 19 locaties in deze studie kunnen dan ook als achtergrondlocaties beschouwd worden.

Tabel 31: Aantal deelnemers met hogere meetwaarden in de bodem van de moestuin en de kippenren dan de vooropgestelde toetsingswaarden volgens verschillende scenario's.

Toetsingswaarden en streefwaarden		Aantal deelnemers met hogere meetwaarden
		Bodem moestuin
Tijdelijke toetsingswaarde voor woonzone met moestuin en kippenren	PFOS: 3,8 µg/kg ds PFOA: 4,3 µg/kg ds	1 van de 15 0 van de 15
Streefwaarde (achtergrondconcentratie bodem)	PFOS: 1,5 µg/kg ds PFOA: 1 µg/kg ds	1 van de 15 0 van de 15
		Bodem kippenren
Tijdelijke toetsingswaarde voor woonzone met moestuin en kippenren	PFOS: 3,8 µg/kg ds PFOA: 4,3 µg/kg ds	0 van de 19 0 van de 19
Streefwaarde (achtergrondconcentratie bodem)	PFOS: 1,5 µg/kg ds PFOA: 1 µg/kg ds	0 van de 19 0 van de 19

²² OVAM (2022) Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. Aanvulling bij basis voor risico-evaluaties. <https://ovam.vlaanderen.be/documents/177281/789862/Toetsingswaarden+voor+PFOS+en+PFOA++in+bodem+en+voor+PFAS+in+grondwater+vanaf+19042022.pdf/24a04e36-4094-ba6e-f2c9-72a13eb99b17>

Situering t.o.v. de momenteel afgebakende *no-regret* zones

Sinds 2021 worden in Vlaanderen locaties met mogelijke PFAS-vervuiling geïnventariseerd en geïdentificeerd. Locaties met een aangetoonde PFAS-vervuiling worden voorzien van een zogenaamde *no-regret* zone waarin specifieke maatregelen worden aangeraden (vb. geen gebruik van grondwater of geen consumptie van eieren van eigen kippen). Deze zones zijn raadpleegbaar op de PFAS-verkenner van Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV)²³ en op de website www.vlaanderen.be/pfas-vervuiling. Geen enkel van de 19 deelnemers woont in een *no-regret* zone zoals die momenteel zijn afgebakend. De mediane afstand van de woningen tot de *no-regret* zones bedraagt 3140 m, met een minimum van 129 m en een maximum van 5472 m.

10.3.2 Vergelijking met toetsingswaarde voor drinkwater

De enige PFAS-component met meetwaarden boven de LOQ in leidingwater is 6:2 FTS. De LOQ bedraagt voor alle PFAS 20 ng/l. De component 6:2 FTS behoort niet tot de **20 PFAS** waarvoor een **Europese limiet** in drinkwater werd afgeleid (= 0,1 µg/l of 100 ng/l)²⁴, bijgevolg wordt deze limiet in geen enkel staal overschreden indien lower bound concentraties beschouwd worden (meetwaarden < LOQ = 0). Indien de som van deze 20 PFAS berekend wordt met medium bound concentraties (meetwaarden < LOQ = de helft van de LOQ) dan ligt de som bij alle deelnemers boven de Europese limiet. Bij toetsing van de meetwaarden van 6:2 FTS aan de limietwaarde voor de som van 20 PFAS observeren we dat 7 deelnemers een 6:2 FTS-gehalte in leidingwater hebben hoger of gelijk aan 100 ng/l.

Er is ook een **Europese limiet** afgeleid voor de **som van alle PFAS** (=0,5 µg/l of 500 ng/l). Om hiermee te vergelijken, werden voor elke deelnemer alle gemeten PFAS opgeteld, zowel lower bound (meetwaarden < LOQ=0), medium bound (meetwaarden < LOQ worden vervangen door de helft van de LOQ) en upper bound (meetwaarden < LOQ worden vervangen door de LOQ).

- Lower bound: 0 deelnemers met een som PFAS ≥ 500 ng/l
- Medium bound: 6 deelnemers met een som PFAS ≥ 500 ng/l
- Upper bound: 19 deelnemers met een som PFAS ≥ 500 ng/l

De **gezondheidskundige toetsingswaarde** die werd afgeleid van de **EFSA TWI** (2020) bedraagt 4 ng/l voor de som van PFOS, PFHxS, PFOA en PFNA, wat lager is dan de kwantificatielimiet voor leidingwater (20 ng/l) in deze studie. Vergelijking met deze toetsingswaarde is bijgevolg niet zinvol.

²³ <https://www.dov.vlaanderen.be/portaal/?module=pfasverkenner>

²⁴ OVAM (2022) Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. Aanvulling bij basis voor risico-evaluaties. <https://ovam.vlaanderen.be/documents/177281/789862/Toetsingswaarden+voor+PFOS+en+PFOA++in+bodem+en+voor+PFAS+in+grondwater+vanaf+19042022.pdf/24a04e36-4094-ba6e-f2c9-72a13eb99b17>

10.3.3 Vergelijking met toetsingswaarde voor grondwater

Voor grondwater worden dezelfde Europese limietwaarden gehanteerd als voor drinkwater, zijnde 0,1 µg/l voor de som van 20 PFAS en 0,5 µg/l voor de som van alle PFAS. PFAS-concentraties werden slechts in 2 grondwaterstalen gemeten aangezien er maar 2 grondwaterstalen beschikbaar waren (vermoedelijk, want het was voor de deelnemers niet altijd duidelijk of de put een grondwaterput of een regenwaterput was). De concentraties van alle gemeten PFAS liggen allemaal onder de LOQ (20 ng/l), behalve voor 6:2 FTS. Om een vergelijking te kunnen maken, zou een inschatting moeten kunnen gemaakt worden van de meetwaarden onder de LOQ. Als meetwaarden onder de LOQ op de helft van de LOQ gezet worden, dan wordt de Europese limiet voor de som van 20 PFAS overschreden, maar de Europese limiet voor de som van alle PFAS niet.

10.4 VERGELIJKING MET HET 4^{DE} VHBP

De meetwaarden in het serum voor de PFAS-componenten van de 19 deelnemers van de huidige studie (bloedafname in 2021) werden vergeleken met de meetwaarden in het serum van dezelfde 19 deelnemers uit de 4^{de} VHBP-cyclus (bloedafname in 2017-2018). Op die manier kunnen we ook inschatting maken van de evolutie sinds de eerste meting bij deze deelnemers. In beide onderzoeksgroepen werden de metingen uitgevoerd door hetzelfde laboratorium. Er is echter wel een verandering in de kwantificatielimieten, die bedroegen 0,2 µg/l voor alle gemeten PFAS in serum in de 4^{de} VHBP-cyclus en 0,1 µg/l in de huidige studie. Er kon enkel een vergelijking gemaakt worden voor de volgende PFAS-componenten; PFOS, PFOA, PFHxS, PFDA en PFNA.

Op groepsniveau zijn er voor PFOS, PFOA, PFDA en PFNA geen significant verschillen tussen de gehalten in het serum van deelnemers van de huidige studie (PFAS@home) en in serum van dezelfde deelnemers tijdens het de 4^{de} VHBP-cyclus (Tabel 32). Dit suggereert dat voor deze PFAS-componenten de lichaamsbelasting tussen beide studies gelijkaardig is gebleven. Voor PFHxS wordt er wel een verschil waargenomen met $p=0,09$, met in de huidige studie een iets hogere mediaan en spreiding (P50= 0,65 µg/l, P25= 0,41 µg/l en P75= 0,81 µg/l) dan bij de 4^{de} VHBP-cyclus (P50= 0,58 µg/l, P25= 0,42 µg/l en P75= 0,71 µg/l).

Tabel 32: Vergelijking tussen PFAS-gehalten in serum (µg/L) van deelnemers van de huidige studie (2021) en PFAS-gehalten in het serum van dezelfde deelnemers van het 4^{de} VHBP (2017-2018) (p-waarden met Wilcoxon matched pairs signed rank test)

	Huidige studie serum (n=19) in µg/l P50 (P25-P75)	4 ^{de} cyclus VHBP serum (n=19) in µg/l P50 (P25-P75)	p-waarde
PFOA	0,98 (0,8-1,31)	1,00 (0,77-1,30)	0,95
PFNA	0,32 (0,25-0,48)	0,34 (0,30-0,47)	0,71
PFDA	0,25 (0,16-0,30)	0,30 (0,24-0,39)	0,92
PFHxS	0,65 (0,41-0,81)	0,58 (0,41-0,71)	0,09
PFOS	4,2 (2,2-6,72)	3,70 (2,0-6,5)	0,92

10.5 CORRELATIES TUSSEN PFAS-GEHALTES IN SERUM

Significante positieve correlaties duiden er op dat bepaalde PFAS-componenten samen voorkomen in het serum van de deelnemers. Enkel correlaties met $p < 0,05$ worden weergegeven in Tabel 33. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 8. Zeer sterke correlaties ($r > 0,89$) worden geobserveerd tussen PFOA en lineair+vertakt PFOA, PFHxS en lineair+vertakt PFHxS en tussen PFOS en PFNA. Opvallend is wel dat de correlatie tussen lineair+vertakt PFOS en PFNA 'slechts' van matige sterkte is. Sterke correlaties worden waargenomen tussen de vier EFSA-PFAS (PFOS, PFHxS, PFOA en PFNA) en ook tussen PFNA en PFDA. De overige significante correlaties zijn van matige sterkte.

Tabel 33: Significante Spearman rank correlaties tussen de PFAS-gehalten in serum (* Mann-Whitney U-test). Sterke correlaties met $r > 0,70$ zijn vet gedrukt.

	PFOA	L+B PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA*	PFHxS	L+B PFHxS	PFOS	L+B PFOS
PFOA									
L+B PFOA	$r=0,98$ $p < 0,01$								
PFNA	$r=0,71$ $p < 0,01$	$r=0,71$ $p < 0,01$							
PFDA	$r=0,59$ $p=0,01$	$r=0,61$ $p=0,01$	$r=0,86$ $p < 0,01$						
PFUnA*	$p=0,02$	$p=0,02$	$p < 0,01$	$p < 0,01$					
PFHxS	$r=0,84$ $p < 0,01$	$r=0,84$ $p < 0,01$	$r=0,81$ $p < 0,01$	$r=0,58$ $p=0,01$	$p=0,02$				
L+B PFHxS	$r=0,82$ $p < 0,01$	$r=0,82$ $p < 0,01$	$r=0,79$ $p < 0,01$	$r=0,58$ $p=0,01$	$p=0,02$	$r=1$ $p < 0,01$			
PFOS	$r=0,72$ $p < 0,01$	$r=0,75$ $p < 0,01$	$r=0,9$ $p < 0,01$	$r=0,68$ $p < 0,01$	$p=0,03$	$r=0,85$ $p < 0,01$	$r=0,82$ $p < 0,01$		
L+B PFOS	$r=0,72$ $p < 0,01$	$R=0,78$ $p < 0,01$	$r=0,62$ $p=0,01$			$r=0,7$ $p < 0,01$	$r=0,67$ $p < 0,01$	$r=0,79$ $p < 0,01$	

Voor de overblijvende relaties kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in serum) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

10.6 CORRELATIES TUSSEN DE PFAS-GEHALTES IN MILIEUCOMPARTIMENTEN EN DE PFAS-GEHALTES IN SERUM

10.6.1 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in de bodem moestuin

Er konden correlaties berekend worden voor PFBA, PFOA en PFOS in de moestuinbodem en PFOA, I+b PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFHxS, I+b PFHxS, PFOS en I+b PFOS in serum. Voor de overige PFAS kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in de bodem van de moestuin) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ. Een **correlatie met $p < 0,05$ van matige sterkte** werd gevonden voor PFBA in de bodem van de moestuin en PFOS ($p = 0,04$; $r = 0,53$) en L+B PFOS in ($p = 0,03$; $r = 0,55$) in serum (bijlage 8).

10.6.2 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren

Er konden correlaties berekend worden voor PFOA en PFOS in de bodem van de kippenren en PFOA, I+b PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFHxS, I+b PFHxS, PFOS en I+b PFOS in serum. Voor de overige relaties kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in de bodem van de kippenren) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ. Er werden **geen correlaties met $p < 0,05$** gevonden tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren (bijlage 8). De correlatiecoëfficiënten liggen allemaal lager dan 0,40 en kunnen geïnterpreteerd worden als zwakke correlaties.

10.6.3 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in leidingwater

Er werden **geen correlaties met $p < 0,05$** gevonden tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in leidingwater (bijlage 8). Enkel voor 6:2 FTS in leidingwater en 9 PFAS in serum konden correlatieanalyses worden uitgevoerd. Alle correlatiecoëfficiënten wijzen op een verwaarloosbare correlatie. Voor de andere PFAS was correlatieanalyse niet mogelijk omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in drinkwater) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

10.6.4 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in het huisstof

Er konden correlaties berekend worden voor 6 PFAS in huisstof en 9 PFAS in serum. PFAS met enkel indicatieve meetwaarden of met onbetrouwbare meetwaarden werden niet in deze analyse opgenomen. Voor de overige PFAS kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij PFAS in serum of bij PFAS in het huisstof PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ. Tabel 34 geeft een overzicht van de **correlaties met $p < 0,05$** op basis van Spearman rank correlatietest tussen PFAS in het huisstof en PFAS in serum. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 8. We observeren vooral correlaties tussen lineair+vertakt PFOA, PFOS en lineair+vertakt POS in het huisstof en PFAS in serum. De correlatiecoëfficiënten situeren zich tussen 0,47 en 0,64 en duiden op een **matige correlatie**.

Tabel 34: Significante Spearman rank correlaties tussen de PFAS-gehaltenes in het huisstof en in serum (* Mann-Whitney U-test).

		PFAS-gehaltenes in serum							
		PFOA	L+B PFOA	PFNA	PFDA	PFHxS	L+B PFHxS	PFOS	L+B PFOS
PFAS-gehaltenes in het huisstof	PFOA					r=0,47 p=0,04			
	L+B PFOA	r=0,51 p=0,02	r=0,49 p=0,04	r=0,54 p=0,02	r=0,52 p=0,02	r=0,55 p=0,02	r=0,53 p=0,02	r=0,52 p=0,02	r=0,48 p=0,04
	PFOS	r=0,5 p=0,03	r=0,53 p=0,02	r=0,64 p<0,01		r=0,61 p=0,01	r=0,6 p=0,01	r=0,66 p<0,01	r=0,53 p=0,02
	L+B PFOS		r=0,48 p=0,04	r=0,54 p=0,02		r=0,58 p=0,01	r=0,58 p=0,01	r=0,62 p<0,01	r=0,5 p=0,03

10.6.5 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in bladgewassen

Tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in bladgewassen konden geen correlatiecoëfficiënten berekend worden (bijlage 8), omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in bladgewassen) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

10.6.6 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in peulgewassen

Er werden **geen correlaties met $p < 0,05$** gevonden tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in peulgewassen (bijlage 8). Enkel voor PFBA in peulgewassen en 9 PFAS in serum konden correlatieanalyses worden uitgevoerd. De correlatiecoëfficiënten liggen allemaal lager dan 0,40 en kunnen geïnterpreteerd worden als zwakke correlaties. Gezien de meetwaarden voor 6:2 FTS als indicatief werden beschouwd, werden hiervoor geen correlatieberekeningen uitgevoerd. Voor de overige PFAS kon geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in peulgewassen) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

10.6.7 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in wortelgewassen

Tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in wortelgewassen konden geen correlatiecoëfficiënten berekend worden (bijlage 8), omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in wortelgewassen) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

10.6.8 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in knolgewassen

Tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in knolgewassen konden geen correlatiecoëfficiënten berekend worden (bijlage 8), omdat er of bij de X-variabele (PFAS in serum) of bij de Y-variabele (PFAS in knolgewassen) PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

10.6.9 Correlatie tussen PFAS-gehaltenes in serum en PFAS-gehaltenes in eieren

Er konden correlaties berekend worden voor 6 PFAS in eieren en 9 PFAS in serum. Voor de overige PFAS kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij PFAS in serum of bij PFAS in eieren PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ. Tabel 35 geeft een overzicht van de **correlaties met $p < 0,05$** op basis van Spearman rank correlatietest tussen PFAS in eieren en PFAS in serum. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 8.

De correlatiecoëfficiënten situeren zich tussen 0,49 en 0,68 en duiden op een **matige correlatie**. Enkel voor PFOS is de component in eieren ook significant gecorreleerd met de component in serum. Verder observeren we vooral correlaties tussen PFDoA en PFOS in eieren en PFAS in serum.

Tabel 35: Significante Spearman rank correlaties tussen de PFAS-gehaltenes in eieren en in serum (* Mann-Whitney U-test).

		PFAS-gehaltenes in serum											
PFAS-gehaltenes in eieren		PFOA	L+B PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA *	PFDoA	PFTrA	PFTeA	PFHxS	L+B PFHxS	PFOS	L+B PFOS
	PFDoA	r=0,49 p=0,03	r=0,55 p=0,02	r=0,53 p=0,02	r=0,55 p=0,02					r=0,6 p=0,01	r=0,61 p=0,01	r=0,65 p<0,01	
	PFTrA									r=0,5 p=0,03	r=0,51 p=0,03	r=0,55 p=0,01	
	PFTeA											r=0,56 p=0,01	r=0,53 p=0,02
	PFOS			r=0,56 p=0,01		p=0,03				r=0,56 p=0,01	r=0,64 p=0,02	r=0,68 p<0,01	r=0,59 p=0,01

10.6.10 Besluit

De bijdrage van de PFAS-gehaltenes in de milieucompartimenten tot de gehalten in serum werd ingeschat aan de hand van correlatietesten. Deze testen konden enkel worden uitgevoerd voor de PFAS met minstens 40% meetwaarden boven de kwantificatielimiet. In verschillende milieucompartimenten is het aantal PFAS dat aan deze voorwaarde voldoet erg beperkt, zeker in leidingwater en in de groenten.

Correlaties van matige sterkte met PFAS in serum werden geobserveerd voor huisstof (l+b PFOA, PFOS en l+b PFOS), eieren (PFDoA en PFOS) en bodem van de moestuin (PFBA).

De berekeningen zijn beperkt tot die PFAS-componenten waarvoor voldoende meetgegevens boven de LOQ werden waargenomen. Er zijn dus nog vele PFAS-componenten waarvoor deze berekeningen niet konden worden uitgevoerd.

Bevindingen i.v.m. de methodologie

Het gebruik van correlatietesten blijkt een geschikte methode om een eerste ruwe verkenning uit te voeren van de samenhang tussen PFAS in serum en in milieucompartimenten. De sterkte van de correlatie geeft informatie over mogelijke bijdrage of een mogelijke aanwezigheid van gelijkaardige bronnen voor de milieucompartimenten en de lichaamsbelasting. Wel is aan te raden om deze techniek te combineren met andere technieken, zoals regressie-analyses of blootstellingsmodellering, die toelaten de eventuele associaties meer te verfijnen.

De resultaten van deze analyses zijn ook afhankelijk van het aandeel stalen boven de LOQ en de betrouwbaarheid van de metingen. Het is daarom belangrijk dat meetmethodes verder verfijnd worden zodat stabiele meetresultaten en lagere LOQ-waarden kunnen behaald worden.

10.7 CORRELATIES TUSSEN PFAS-GEHALTES IN DE VERSCHILLENDE MILIEUCOMPARTIMENTEN

Omdat de PFAS-gehalten in het huisstof en eieren de belangrijkste bijdrage leveren aan de humane blootstelling, trachten we in deze sectie om een antwoord te geven welke overige milieucompartimenten bijdragen aan de PFAS-gehalten in eieren en huisstof. Belangrijk om hierbij te onthouden, is dat de analyses slechts voor een kleine groep werden uitgevoerd en dat er geen correctie voor multiple testing werd uitgevoerd.

10.7.1 Correlaties tussen PFAS-gehalten in het huisstof en PFAS-gehalten in de bodem van de moestuin en de kippenren

Tabel 36 geeft een overzicht van de correlaties met $p < 0.20$ op basis van Spearman rank correlatietest tussen PFAS in het huisstof en PFAS in de bodem van de moestuin en de bodem van de kippenren. Een totaal overzicht wordt gegeven in bijlage 9. Voor de PFAS-componenten in huisstof waarvan de meetwaarden indicatief zijn of als onbetrouwbaar werden beschouwd, werden geen correlatieberekeningen uitgevoerd. Voor de overblijvende relaties kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij PFAS in het huisstof of bij PFAS in de bodem van de moestuin/kippenren PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

L+B PFOS in het huisstof is matig positief gecorreleerd met PFOS in de bodem van de moestuin. Dit kan er op wijzen dat PFOS dat aanwezig is in de bodem van de tuin via bodemdeeltjes terecht komt in het binnenhuisstof of dat beide een gezamenlijke bron kennen (vb. gebruik van sprays, verbouwingen of een andere ongekeerde bron).

Tabel 36: Spearman rank correlaties tussen de PFAS-gehalten in het huisstof en in de bodem van de moestuin en de kippenren (* Mann-Whitney U-test).

		PFAS-gehalten in het huisstof		
		PFBS	PFNA	L+B PFOS
PFAS-gehalten in de bodem moestuin	PFOS			r=0,51 p=0,05
	PFBA	p=0,14 *		
	PFOA		r=-0,39 p=0,15	
PFAS-gehalten in de bodem kippenren	PFOS			
	PFOA	p=0,1 *		

Vetgedrukte relaties wijzen op correlaties met $p < 0,05$.

10.7.2 Correlaties tussen PFAS-gehalten in eieren en PFAS-gehalten in de bodem van de kippenren en in het drinkwater van de kippen

Tabel 37 geeft een overzicht van de correlaties met $p < 0,20$ op basis van Spearman rank correlatietest tussen PFAS in eieren en PFAS in de bodem van de kippenren en in het drinkwater van de kippen. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 9. Voor de overblijvende relaties kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij PFAS in eieren of bij PFAS in de bodem van de kippenren/drinkwater van de kippen PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

De correlatiecoëfficiënten situeren zich tussen 0,38 en 0,59 wijzend op een matige correlatie tussen PFAS in eieren en PFAS in de bodem van de kippenren. **Enkel voor PFOS observeren we een correlatie met $p < 0,05$ tussen de PFOS-gehalten in de bodem van de kippenren en de PFOS-gehalten in de eieren. Verder is PFOS in de bodem ook gecorreleerd met andere PFAS in eieren met vooral langere ketens.** PFDA in eieren is gecorreleerd met 6:2 FTS in het drinkwater van de kippen en PFOA in eieren is invers gecorreleerd met 6:2 FTS in het drinkwater van de kippen. Hierbij dient wel in gedachten te worden gehouden dat de meetwaarden van 6:2 FTS in de watermonsters hoog waren vergeleken met gerapporteerde meetwaarden in drinkwater en oppervlaktewater door VMM en het momenteel niet duidelijk is wat de reden is van deze hogere meetwaarden.

Tabel 37: Spearman rank correlaties tussen de PFAS-gehaltenes in eieren en in de bodem van de kippenren en in het drinkwater van de kippen (* Mann-Whitney U-test).

		PFAS-gehaltenes in eieren					
		PFDoA	PFOS	PFTeA	PFTrA	PFDA	PFOA
PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren	PFOA	r=0,38 p=0,11			r=0,48 p=0,04		
	PFOS	r=0,54 p=0,02	r=0,48 p=0,04	r=0,54 p=0,02	r=0,59 p=0,01		
PFAS-gehaltenes in het drinkwater van de kippen	6:2 FTS					p=0,08 *	r=-0,42 p=0,07

Vetgedrukte relaties wijzen op correlaties met $p < 0,05$.

10.7.3 Correlaties tussen PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin en PFAS-gehaltenes in de bodem van de kippenren

Tabel 38 geeft een overzicht van de correlaties met $p < 0,20$ op basis van Spearman rank correlatietest tussen PFAS in de bodem van de moestuin en PFAS in de bodem van de kippenren. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 9. Voor de overblijvende relaties kon echter geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er of bij PFAS in de bodem van moestuin of bij PFAS in de bodem van de kippenren PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ.

Tabel 38: Spearman rank correlaties tussen de PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin en in de bodem van de kippenren en in het drinkwater van de kippen (* Mann-Whitney U-test).

		PFAS-gehaltenes in de bodem van de moestuin		
		PFBA	PFOA	PFOS
PFAS-gehaltenes in de bodem kippenren	PFOA	r=0,48 p=0,07	r=0,68 p=0,01	
	PFOS		r=0,66 p=0,01	r=0,71 p<0,01

Vetgedrukte relaties wijzen op significante correlaties met $p < 0,05$.

Van de drie correlaties met een p-waarde $< 0,05$ situeren de correlatiecoëfficiënten zich tussen 0,48 en 0,68 en wijzen op een matige tot sterke correlatie tussen PFOA en PFOS in de bodem van de moestuin en in de bodem van de kippenren van dezelfde tuinen. Deze resultaten kunnen aanwijzen dat er wel een gelijkaardige PFAS-belasting aanwezig is in beide tuinonderdelen, maar dat er ook specifieke karakteristieken zijn die zorgen voor verschillen in de PFAS-lading in de moestuin en in de kippenren.

10.7.4 Correlaties tussen PFAS-gehalten in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS-gehalten in de bodem van de moestuin

Voor de relaties tussen PFAS in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS in de bodem van de moestuin kon voor geen enkele PFAS-merker een statistische analyse uitgevoerd worden ofwel omdat er of bij PFAS in blad-, wortel-, en knolgewassen of bij PFAS in de bodem van de moestuin, PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ, ofwel omdat de meetwaarden enkel indicatief te beschouwen zijn.

10.7.5 Correlaties tussen PFAS-gehalten in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS-gehalten in het irrigatiewater voor de moestuin

Voor de relaties tussen PFAS in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS in het irrigatiewater van de moestuin kon voor geen enkele PFAS-merker een statistische analyse uitgevoerd worden ofwel omdat er of bij PFAS in blad-, wortel-, en knolgewassen of bij PFAS in de bodem van de moestuin, PFAS-componenten zijn met minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ, ofwel omdat de meetwaarden enkel indicatief te beschouwen zijn.

10.7.6 Correlaties tussen PFAS-gehalten in blad-, peul-, wortel-, en knolgewassen en PFAS-gehalten in compost

De compoststalen konden slechts bij 6 deelnemers verzameld worden, waarbij in meerdere gevallen de compost nog bestond uit half vergane etensresten. Gezien de compoststalen niet van die aard waren dat ze bruikbaar waren om in de moestuin te gebruiken, werden geen correlaties berekend tussen de PFAS in de groenten en de PFAS in de compoststalen.

10.7.7 Besluit

Op basis van de correlatietesten kunnen volgende observaties gemaakt worden:

- Er is een matige tot sterke correlatie tussen PFOS en PFOA in de bodem van de moestuin en in de bodem van de kippenren. De PFAS-belasting in beide tuinonderdelen lijkt dan gelijkaardig te zijn, eventueel met specifieke karakteristieken (vb. bemesting, bodembewerking) die kunnen zorgen voor kleine verschillen. Het lijkt echter wel voldoende om in achtergrondgebieden zonder PFAS-bron één bodemmengstaal per locatie te nemen.
- Er is een matige correlatie tussen PFOS in de bodem van de moestuin en I+b PFOS in het huisstof. Dit wijst op mogelijk aanwezigheid van bodemdeeltjes in het huisstof of een gezamenlijke bron (vb. gebruik van sprays, verbouwingen of een andere ongekende bron).
- Er is een matige correlatie tussen PFOS in de bodem van de kippenren en PFOS in de eieren. Dit kan wijzen op een transfer van PFOS in de bodem naar de kippeneieren.

De berekeningen zijn beperkt tot die PFAS-componenten waarvoor voldoende meetgegevens boven de LOQ werden waargenomen. Er zijn dus nog vele PFAS-componenten waarvoor deze berekeningen niet konden worden uitgevoerd.

Bevindingen i.v.m. de methodologie

Het gebruik van correlatietesten blijkt een geschikte methode om een eerste ruwe verkenning uit te voeren van de samenhang tussen PFAS in de verschillende bemonsterde milieucompartimenten.

Op basis van de resultaten in deze beperkte studiepopulatie:

- lijkt het voldoende om in achtergrondgebieden zonder PFAS-bron één bodemmengstaal per locatie te nemen;
- lijkt het aangewezen om de eventuele samenhang tussen PFAS in huisstof en in bodem verder te onderzoeken om na te gaan in welke mate er in het huisstof aanrijking is vanuit de bodem van de tuin en in welke mate er gezamenlijke bronnen te identificeren zijn;
- lijkt het aangewezen om verder te onderzoeken vanwaar de PFAS in eieren van de kippen mogelijk afkomstig zijn (vb. bodemorganismen, voeding van de kippen).

De resultaten van deze analyses zijn ook afhankelijk van het aandeel stalen boven de LOQ en de betrouwbaarheid van de metingen. Het is daarom belangrijk dat meetmethodes verder verfijnd worden zodat stabiele meetresultaten en lagere LOQ-waarden kunnen behaald worden.

10.8 PFAS-GEHALTES IN MILIEUCOMPARTIMENTEN EN DETERMINANTEN VAN BLOOTSTELLING



De resultaten in deze sectie moeten beschouwd worden als mogelijke interessante pistes voor verder onderzoek in een grotere groep deelnemers.

Wegens het beperkt aantal deelnemers (n=19) zijn de groepjes deelnemers die worden vergeleken op basis van de antwoorden in de vragenlijst erg klein. Hierdoor is niet uit te sluiten dat waargenomen verschillen eigenlijk te wijten zijn aan andere eigenschappen of kenmerken.

De tabellen in bijlage 10 geven een overzicht van de belangrijkste potentiële determinanten van blootstelling die onderzocht werden. Determinanten zijn factoren die een deel van de waargenomen spreiding in de concentraties kunnen verklaren. In deze sectie wordt getracht om factoren te identificeren die geassocieerd

kunnen zijn met de waargenomen variatie in PFAS-concentraties. We bespreken in het rapport resultaten vanaf een **p-waarde kleiner dan 0,20**. Belangrijk om hierbij te onthouden dat de analyses slechts voor een kleine groep (totaal 19 deelnemers) werden uitgevoerd en dat er geen correctie voor veelvuldig testen werd uitgevoerd. Er dient dus voorzichtig te worden omgesprongen met de interpretatie.

10.8.1 Determinanten van PFAS-gehalten in de bodem van de moestuin

Tabel 39 geeft een overzicht van de **resultaten met $p < 0,20$** voor potentiële determinanten van PFAS-gehalten in de bodem van de moestuin. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het **veelal zeer kleine aantallen deelnemers per categorie** betreft en de resultaten dus voornamelijk hypothese genererend moeten beschouwd worden. Een totaaloverzicht van alle geteste covariaten wordt gegeven in bijlage 10. Er konden enkel determinantanalyses worden uitgevoerd voor de gehalten PFBA, PFOA en PFOS in de bodem van de moestuin. Voor de overige PFAS-componenten kon geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ lag.

Bij de deelnemers met een moestuin zijn er slechts 2 deelnemers die geen composthoop hebben. Door dit lage aantal zullen we dit resultaat niet meenemen in de interpretatie. Ook werd een hogere mediane PFBA-concentratie in de bodem van de moestuin wordt waargenomen bij het **gebruik van een tuinslang** in vergelijking met het gebruik van een gieter in kunststof. Maar bij deelnemers die beide gebruiken is de mediaan nog lager. Vermoedelijk speelt hier nog een andere factor een rol dan het materiaal waarmee begoten wordt. Deze trend is ook zichtbaar bij PFOA, maar met $p > 0,20$ (in bijlage 10). Er werden geen resultaten met $p < 0,20$ waargenomen voor de grootte van de moestuin, gebruik van compost in de moestuin, type water om de moestuin te begieten en gebruik van bestrijdingsmiddelen in de moestuin.

Tabel 39: Resultaten met $p < 0,20$ voor de determinanten van PFAS-gehalten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof) in de bodem van de moestuin (* Mann-Whitney U-test, † Kruskal-Wallis test).

Determinant	PFAS-gehalten in bodem van de moestuin (p-waarde/ categorieën met mediaan ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof))	
	PFBA	PFOS
Composthoop aanwezig in de tuin		$p=0,06^*$
	Nee (n=2) Ja (n=13)	- 0,64
Materiaal om moestuin mee te begieten		
	Tuinslang (n=5)	$p=0,15$ † 0,26
	Gieter in kunststof (n=4)	0,185
	Beide (n=6)	0,075

10.8.2 Determinanten van PFAS-gehalten in de bodem van de kippenren

Er konden enkel determinantanalyses worden uitgevoerd voor de gehalten PFOA en PFOS in de bodem van de kippenren. Er werden **geen resultaten met $p < 0,20$** waargenomen voor de geteste determinanten (ouderdom

van het kippenhok en gebruik van bestrijdingsmiddelen in de kippenren). Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 10.

10.8.3 Determinanten van PFAS-gehaltenes in leidingwater

Enkel voor 6:2 FTS konden determinantanalyses worden uitgevoerd. Er werd **geen resultaat met $p < 0,20$** gevonden met het materiaal van de waterleiding in de woning. Een overzicht wordt gegeven in bijlage 10.

10.8.4 Determinanten van PFAS-gehaltenes in het huisstof

Tabel 40 geeft een overzicht van de **resultaten met $p < 0,20$** voor de determinanten van PFAS-gehaltenes in het huisstof. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het **veelal zeer kleine aantallen deelnemers per categorie** betreft en de resultaten dus voornamelijk hypothese genererend moeten beschouwd worden. Voor de PFAS-componenten met indicatieve of met onbetrouwbare meetwaarden werden geen determinantanalyses gerapporteerd. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 10.

Bij het **bouwjaar van de woning** observeren we een trend tot lagere mediane waarden voor lineair PFOS en lineair + vertakt PFOS in het huisstof bij recentere woningen, met de hoogste mediane waarden voor woningen ouder dan 1960. Dit zou kunnen wijzen op historisch gebruik van PFOS in bouwmaterialen.

Bij de gebruikte **materialen voor het plafond** in de keuken, woonkamer en slaapkamer van de deelnemer observeren we een hogere mediane PFNA-concentratie indien er nergens bezette welfsels aanwezig zijn en een hogere percentage stofstalen met PFBS >LOQ indien er nergens gipsplaten aanwezig zijn. Indien er ergens houten plafonds aanwezig zijn wordt er ook een hoger percentage huisstofstalen met PFBS >LOQ waargenomen dan in de groep deelnemers zonder houten plafonds.

Wat **vloerbedekking** betreft, wordt bij de groep deelnemers die ergens laminaat heeft een hogere mediane concentratie lineair + vertakt PFOS in huisstof waargenomen dan bij deelnemers die nergens laminaat hebben. Anderzijds hebben deelnemers die ergens parket hebben een lagere mediane waarde in huisstof voor lineair PFOS en lineair + vertakt PFOS en hebben deelnemers die overal tegels hebben een lagere mediane waarde in huisstof voor lineair PFOA, lineair + vertakt PFOA, lineair + vertakt PFOS en voor PFNA. Er zijn slechts 2 deelnemers met vinyl vloerbekleding, wat een te kleine groep is om verdere analyses op uit te voeren.

De lagere mediane PFAS-waarden in huisstof bij tegelvloer en parket zou ook kunnen samenhangen met het **poetsgedrag** van de deelnemers. Bij deelnemers die meerdere keren per week of dagelijks stofzuigen observeren we namelijk lagere mediane concentraties aan lineair PFOA, lineair + vertakt PFOA, lineair PFOS, lineair + vertakt PFOS en aan PFNA in het huisstof dan bij deelnemers die wekelijks of tweewekelijks stofzuigen. Ook bij deelnemers die meerdere keren per week of dagelijks met nat poetsen observeren we lagere mediane concentraties aan lineair PFOA, lineair + vertakt PFOA, lineair PFOS en lineair + vertakt PFOS in huisstof dan bij deelnemers die wekelijks of tweewekelijks met nat poetsen.

Ook het **materiaal van de ramen** lijkt een rol te kunnen spelen. Bij de deelnemers met ramen uit kunststof was er een hoger percentage huisstofstalen met PFBS > LOQ dan bij deelnemers met ramen uit andere materialen. Het **totaal aantal ramen** in de 3 kamers was matig positief gecorreleerd met de concentratie lineair PFOA en

lineair + vertakt PFOA in het huisstof, waarbij dus hogere gehalten worden waargenomen bij een groter aantal ramen. Dit kan mogelijk ook samenhangen met het **manueel verluchten** van de ruimtes door het openen van de ramen. Bij de groep deelnemers die aangeeft alle drie de ruimtes manueel te verluchten observeren we hogere mediane concentraties aan lineair PFOA, lineair + vertakt PFOA, lineair PFOS, lineair + vertakt PFOS en aan PFNA in huisstof dan bij de groep deelnemers die aangeeft slechts een deel van de ruimtes manueel te verluchten.

We observeren ook resultaten met $p < 0,20$ voor **productengebruik** in of rond de woning.

Deelnemers die af en toe lederwaren behandelen hebben een hogere mediane concentratie aan lineair PFOS, lineair + vertakt PFOS en PFNA in het huisstof dan deelnemers die nooit lederwaren behandelen. Er lijken ook verschillen te zijn naargelang de gebruikte producten voor schoenen en leder sprays of crèmes zijn, maar omdat er slechts 2 deelnemers zijn in één van beide categorieën worden deze resultaten niet verder geïnterpreteerd. We observeren een hogere mediane lineaire PFOS-concentratie in huisstof bij de groep deelnemers die de lederwaren buitenshuis behandelen. De verwachting is dat er hogere concentraties zouden zijn indien deze producten binnenshuis gebruikt worden, maar de deelnemersaantallen per groep zijn hier zo klein ($n=4$ voor zowel gebruik binnenshuis als voor de groep met gebruik buitenshuis) dat andere mogelijke invloedfactoren de resultaten gemakkelijk kunnen verstoren. Onduidelijke of tegenstrijdige resultaten worden ook waargenomen voor het behandelen van zetels of stoelen in textiel, het gebruik van antivlooiemiddel en de aanwezigheid van gordijnen.



Tabel 40: Resultaten met $p < 0,02$ voor mogelijke determinanten van PFAS-gehaltenes (ng/filter) in het huisstof (* Mann-Whitney U-test, † Kruskal-Wallis test, ~ Chi-kwadraattest).

Determinanten	PFAS-gehaltenes in huisstof					% huisstofstalen >LOQ
	p-waarde/ categorieën met mediaan (ng/filter)					
	PFOA	PFOS	PFNA	L+B PFOA	L+B PFOS	PFBS
Som aantal ramen in de woonkamer, keuken en slaapkamer	r=0,38 p=0,12			r=0,42 p=0,08		
Bouwjaar		p=0,04 †			p=0,13 †	
Voor 1960 (n=6)		1,11			1,92	
1960-1980 (n=3)		0,8			1,8	
1981-2000 (n=6)		0,74			1,32	
2001 en later (n=3)		0,67			1,21	
Materiaal van de ramen in de woonkamer, keuken en slaapkamer						p=0,1 ~
Hout (n=7)						57,1%
Kunststof (n=5)						80%
Aluminium (n=6)						16,7%
Manuele ventilatie in de woonkamer, keuken of slaapkamer	p=0,02 *	p=0,02 *	p=0,02 *	p=0,05 *	p=0,17 *	
Gedeeltelijk (n=3)	0,52	0,6	0,2	0,72	1,37	
Overal (n=16)	1,18	0,89	0,71	1,3	1,84	
Tegels in de woonkamer, keuken of slaapkamer	p=0,17 †		p=0,14 †	p=0,19 †	p=0,14 †	
Nergens (n=1)	-		-	-	-	
Ergens (n=14)	1,07		0,7	1,17	1,82	
Overal (n=4)	0,71		0,33	0,76	1,45	
Parket in de woonkamer, keuken of slaapkamer		p=0,07 *			p=0,08 *	
Nergens (n=12)		0,92			1,86	
Ergens (n=6)		0,69			1,4	
Laminaat in de woonkamer, keuken of slaapkamer					p=0,03 *	
Nergens (n=11)					1,52	
Ergens (n=8)					2,51	
Welfsels bezet in de woonkamer, keuken of slaapkamer			p=0,07 †			
Nergens (n=11)			0,81			
Ergens (n=5)			0,52			
Overal (n=2)			-			
Plafond bezet met gipsplaten in de woonkamer, keuken of slaapkamer						p=0,05 ~
Nergens (n=10)						80%
Ergens (n=6)						33,3%
Overal (n=2)						-
Gipsplaten geveerd in de woonkamer, keuken of slaapkamer						p=0,06 ~
Nergens (n=10)						80%

Determinanten	PFAS-gehalten in huisstof					% huisstofstalen >LOQ
	p-waarde/ categorieën met mediaan (ng/filter)					
	PFOA	PFOS	PFNA	L+B PFOA	L+B PFOS	PFBS
Ergens, niet-afwasbaar (n=2)						33,3%
Ergens of overall, afwasbaar (n=7)						0%
Plafond bezet met hout in de woonkamer, keuken of slaapkamer						p=0,14 ~
Nergens (n=12)						41,7%
Ergens (n=6)						83,3%
Overall (n=1)						-
Gordijnen in textiel in de woonkamer, keuken of slaapkamer						p=0,19 ~
Nergens (n=4)						50%
Ergens (n=10)						70%
Overall (n=5)						20%
Frequentie van gebruik: anti-vlooiemiddel voor huisdieren						p=0,07 ~
Nooit (n=15)						66,7%
Af en toe (n=4)						0%
Frequentie van behandelen van lederwaren		p=0,02 *	p=0,18 *		p=0,18 *	
Nooit (n=10)		0,73	0,58		1,48	
Af en toe (n=9)		1,01	0,72		1,85	
Waar wordt dit product gebruikt? (product behandeling lederwaren)		p=0,06 †				
Nooit (n=10)		0,73				
Buitenshuis (n=4)		1,52				
Binnenshuis, met verluchting (n=4)		0,98				
Binnenshuis, zonder verluchting (n=1)		-				
Frequentie van behandelen van zetels		p=0,18 *	p=0,13 *		p=0,13 *	
Nooit (n=10)		0,98	0,75		1,86	
Af en toe (n=9)		0,78	0,52		1,52	
Waar wordt dit product gebruikt? (product behandeling zetels)		p=0,08 †			p=0,07 †	
Nooit (n=10)		0,98			1,86	
Buitenshuis (n=1)		-			-	
Binnenshuis, met verluchting (n=4)		0,89			1,86	
Binnenshuis, zonder verluchting (n=4)		0,73			1,32	
Frequentie van stofzuigen in de woonkamer, keuken en slaapkamer	p=0,02 †	p=0,05 †	p=0,15 †	p=0,01 †	p=0,12 †	
Nooit of zelden (n=1)	-	-	-	-	-	
Wekelijks of om de 2 weken (n=7)	2,07	1,14	0,79	2,07	1,97	
Meerdere keren per week of dagelijks (n=11)	0,85	0,8	0,64	0,85	1,58	
Frequentie van nat poetsen in de woonkamer, keuken en slaapkamer	p=0,16 †	p=0,17 †		p=0,11 †	p=0,11 †	
Nooit of zelden (n=1)	-	-		-	-	
Wekelijks of om de 2 weken (n=14)	1,18	0,83		1,3	1,82	
Meerdere keren per week of dagelijks (n=4)	0,83	0,77		0,83	1,33	



Individuele resultaten (-) worden niet gerapporteerd.



10.8.5 Determinanten van PFAS-gehaltenes in bladgewassen

Er kon voor geen enkele PFAS-component een statistische analyse uitgevoerd worden omdat er minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ liggen.

10.8.6 Determinanten van PFAS-gehaltenes in peulgewassen

Tabel 41 geeft een overzicht van de **resultaten met $p < 0,20$** voor de determinanten van PFBA in peulgewassen. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het **veelal zeer kleine aantallen deelnemers per categorie** betreft en de resultaten dus voornamelijk hypothese genererend moeten beschouwd worden. Er werden geen berekeningen uitgevoerd voor 6:2 FTS omdat deze resultaten enkel indicatief kunnen beschouwd worden. Voor de overige PFAS-componenten kon geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ lag. Een totaal overzicht wordt gegeven in bijlage 10.

Tabel 41: Resultaten met $p < 0,20$ voor de determinanten van de PFAS-gehaltenes (ng/g vers gewicht) in peulgewassen (* Mann-Whitney U-test, † Kruskal-Wallis test).

Determinant	PFAS-gehaltenes in peulgewassen (p-waarde/ categorieën met mediaan (ng/g vers gewicht))	
	PFBA	
Grootte van de moestuin	p=0,05 r=-0,51	
Gebruik van bestrijdingsmiddelen in moestuin	p=0,15 *	
Nee (n=9)	0,14	
Ja (n=7)	0,11	

De **grootte van de moestuin** is matig positief gecorreleerd met de PFBA-concentratie in peulgewassen, een grotere moestuin is dan gecorreleerd met hogere PFBA-concentraties. Het **gebruik van bestrijdingsmiddelen** is omgekeerd aan de verwachting, we observeren een lagere mediane PFBA-concentratie bij de groep deelnemers die bestrijdingsmiddelen gebruikt. Verder onderzoek is nodig om de mogelijke betekenis van deze waarnemingen te achterhalen.

10.8.7 Determinanten van PFAS-gehaltenes in wortelgewassen

Er kon voor geen enkele PFAS-component een statistische analyse uitgevoerd worden omdat er minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ liggen.

10.8.8 Determinanten van PFAS-gehaltenes in knolgewassen

Er kon voor geen enkele PFAS-component een statistische analyse uitgevoerd worden omdat er minder dan 40% van de resultaten boven de LOQ liggen.

10.8.9 Determinanten van PFAS-gehalten in eieren

Tabel 42 geeft een overzicht van de **resultaten met $p < 0,20$** voor de determinanten van PFAS-gehalten in eieren. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het **veelal zeer kleine aantallen deelnemers per categorie** betreft en de resultaten dus voornamelijk hypothese-genererend moeten beschouwd worden. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 10.

De **leeftijd van de kippen** is gecorreleerd met hogere gehalten aan PFDa, PFOS, PFTeA en PFTrA in eieren. De correlatiecoëfficiënten liggen tussen 0,34 en 0,54 en dit wijst op een matige correlatie. Deze waarneming is in overeenstemming met het persistent karakter van PFAS.

Wat de **afkomst van de kippen** betreft, wordt de hoogste mediane PFOA-concentratie in eieren waargenomen bij zelfgekweekte kippen. Daarentegen worden bij de eieren van zelfgekweekte kippen geen PFDA-gehalten boven de LOQ waargenomen, maar wel bij eieren afkomstig van kippen gekocht bij een kweker of van een andere afkomst.

De **voeding van de kippen** lijkt ook een rol te spelen bij de PFAS-gehalten in eieren. Bij deelnemers waar sauzen aan de kippen gevoerd worden, observeren we hogere mediane gehalten aan PFOS, PFDa, PFTrA en PFTeA in de eieren en een hoger percentage PFDA-meetwaarden boven de LOQ dan bij deelnemers die geen sauzen aan de kippen geven. Als de kippen gevoerd worden met schillen van groenten of fruit niet uit eigen tuin observeren we een lagere mediaan voor PFTrA dan bij deelnemers die dit niet doen. Andere resultaten zijn dan weer tegengesteld aan de verwachtingen. Deelnemers met gras in de ren hebben een hogere mediaan voor PFOA, PFOS, PFTeA en PFTrA in de eieren. Deelnemers die grasmaaisel in de ren gooien hebben een hogere mediaan voor PFTrA in eieren.

Er zijn slechts 2 deelnemers die geen etensresten of tafelresten aan de kippen voederen en twee deelnemers die panvet aan de kippen voederen. Dit is een te klein aantal om verdere analyses op uit te voeren.

Over het algemeen wordt verwacht dat er hogere gehalten in de eieren worden waargenomen als de kippen een hoger contact hebben met de bodempartikels. Onze resultaten zijn tegengesteld aan deze verwachting. Wat de **plek van voederen** betreft, observeren we in eieren van kippen die buiten op de bodem gevoerd worden een lagere mediane concentratie aan PFOS en PFOA dan in eieren van kippen die buiten op een verharding of binnen gevoerd worden. In de groep waarbij de **scharrelruimte** voor meer dan $\frac{3}{4}$ begroeid is, observeren we een hogere mediane concentratie aan PFOA in de eieren dan in de groep waar de scharrelruimte minder dan $\frac{1}{4}$ begroeid is. Mogelijk spelen hier ook andere factoren een rol. Zo kan het bijvoorbeeld zijn dat kippen met een goed begroeide scharrelruimte en/of die buiten op de bodem gevoerd worden een langere tijd in de scharrelruimte doorbrengen en zo meer contact hebben met bodemdeeltjes. Wel in overeenstemming met de verwachting observeren we een hoger aandeel PFDA-meetwaarden boven LOQ bij een kleinere oppervlakte van de scharrelruimte.

De resultaten voor de leeftijd van het **kippenhok** zijn onduidelijk. De mediane PFOA-gehalten in de eieren lijken af te nemen bij een toenemende ouderdom van het kippenhok, terwijl de mediane PFTrA-gehalten lijken toe te nemen bij toenemende ouderdom van het kippenhok. Het percentage PFDA-meetwaarden boven LOQ is dan weer hoger in de eerste en de laatste categorie dan in de middelste categorie.

Tabel 42: Resultaten met $p < 0,20$ voor de determinanten van de PFAS-gehalten (ng/g vers gewicht) in eieren (* Mann-Whitney U-test, † Kruskal-Wallis test, ~ Chi-kwadraattest).

Determinanten	PFAS-gehalten in eieren (p-waarde/ categorieën met mediaan (ng/g vers gewicht))					% eistalen >LOQ PFDA
	PFDaA	PFOA	PFOS	PFTeA	PFTrA	
Leeftijd van de kippen	r=0,54 p=0,02		r=0,34 p=0,16	r=0,45 p=0,05	r=0,46 p=0,05	
Afkomst kippen		p=0,18 †				p=0,13 ~
Zelf gekweekt (n=3)		0,74				0%
Gekocht bij kweker (n=12)		0,40				66,7%
Oude batterijkip (n=1)		-				-
Andere (n=3)		0,42				66,7%
Voeding voor de kippen: gras in de ren		p<0,01 *	p=0,09 *	p=0,13 *	p=0,17 *	
Nee (n=8)		0,31	0,61	1,85	0,85	
Ja (n=11)		0,51	1,85	3,4	1,48	
Voeding voor de kippen: grasmaaisel					p=0,15 *	
Nee (n=8)					0,94	
Ja (n=11)					1,60	
Voeding voor de kippen: schillen groenten/fruit niet uit eigen tuin				p=0,14 *		
Nee (n=12)				3,39		
Ja (n=7)				1,98		
Voeding voor de kippen: sauzen	p=0,11 *			p=0,06 *	p=0,15 *	p=0,18 ~
Nee (n=13)	1,49			1,71	0,94	38,5%
Ja (n=6)	2,43			3,45	1,58	83,3%
Plek van voederen van de kippen		p=0,14 †	p=0,15 †			
Binnen (n=5)		0,53	2,45			
Buiten op verharding (n=4)		0,44	3,23			
Buiten op bodem (n=10)		0,4	0,86			
Oppervlakte van de scharrelruimte in categorieën						p=0,02 ~
≤ 20 m ² (n=7)						85,7%
20-80 m ² (n=8)						50%
> 80 m ² (n=4)						0%
Begroeiing oppervlakte van deze scharrelruimte		p=0,09 *				
Minder dan een vierde (n=14)		0,40				
Meer dan drie vierde (n=5)		0,49				
Hoe oud is het kippenhok ongeveer		p=0,15 †		p=0,16 †		p=0,18 ~
< 5 jaar (n=6)		0,54		1,85		66,7%
5-10 jaar (n=4)		0,49		3,31		25%
10-20 jaar (n=7)		0,42		3,38		71,4%
> 20 jaar (n=2)		-		-		-

Individuele resultaten en groepen kleiner dan 3 deelnemers (-) worden niet gerapporteerd

10.8.10 Determinanten van PFAS-gehalten in serum

Tabel 43 geeft een overzicht van de **resultaten met $p < 0,20$** voor de determinanten van PFAS-gehalten in serum. Een totaaloverzicht wordt gegeven in bijlage 10. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het **veelal zeer kleine aantallen deelnemers per categorie** betreft en de resultaten dus voornamelijk hypothese-genererend moeten beschouwd worden. Voor de overblijvende relaties kon geen statistische analyse uitgevoerd worden omdat er te veel ontbrekende gegevens zijn bij ofwel de PFAS-componenten in serum, ofwel de determinanten.

Er worden verschillen waargenomen volgens het biologisch **geslacht** van de jongeren. Tegengesteld aan de verwachting, worden hogere mediane concentraties in serum waargenomen bij de meisjes dan bij de jongens voor PFOA, PFOS, PFDA, PFNA en L+B PFOA. Er wordt aangenomen dat meisjes een deel van hun lichaamsbelasting aan PFAS uitscheiden via de menstruatie en hierdoor een lagere lichaamsbelasting kennen dan jongens. In de huidige studie hebben we een kleine studiepopulatie en wordt er ook geen rekening gehouden met andere mogelijke invloedfactoren zoals gebruik van cosmetica of contact met PFAS-bevattende producten via hobby's, wat eventueel een mogelijke verklaring zou kunnen zijn voor deze waarneming. We hebben ook geen informatie of de meisjes in deze studie al menstrueerden.

Voor **consumptie van eieren van eigen kippen** observeren we hogere mediane serumconcentraties voor PFOA, PFNA, PFHxS, L+B PFHxS bij de groep die enkel eieren van eigen kippen eet dan bij de groep waarbij meer dan de helft van de eieren afkomstig zijn van eigen kippen. In deze studiepopulatie zijn er geen deelnemers die geen eieren van eigen kippen eten. Toch is er ook hier een verschil waar te nemen volgens het aandeel eieren van eigen kippen. Ook sommige **eigenschappen van de kippen** lijken een rol te spelen bij de variatie in serumgehalten bij de deelnemers. Zo is een hogere leeftijd van de kippen zwak tot sterk gecorreleerd met hogere gehalten aan L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS en PFOS. Bij afkomst van de kippen wordt de hoogste mediane concentratie aan L+B PFOS in serum waargenomen bij de groep deelnemers met zelfgekweekte kippen (kleine groep: $n=3$).

Voor **consumptie van groenten uit eigen tuin** zijn de resultaten minder duidelijk. Voor PFOS en PFOA in serum observeren we de hoogste mediane concentratie in de groep deelnemers die nooit groenten uit eigen tuin eet. Voor PFHxS en L+B PFHxS zijn de mediane concentraties gelijkaardig voor de groep die nooit groenten uit eigen tuin eet en voor de groep die wekelijks of vaker groenten uit eigen tuin eet. Ook hier observeren we enkele resultaten met $p < 0,20$ voor **eigenschappen van de moestuin**. De groep deelnemers met een composthoop hebben een hogere mediane serumconcentratie aan PFNA, PFOS en L+B PFOS dan de groep deelnemers zonder composthoop (kleine groep, $n=3$). Als die compost vaker gebruikt wordt in de moestuin observeren we ook een toename in de mediane serumconcentraties voor PFOA en L+B PFOA. De groep deelnemers die bestrijdingsmiddelen gebruiken in de moestuin hebben een hogere mediane serumconcentratie aan PFOS en L+B PFOS.

We observeren ook een aantal resultaten met $p < 0,20$ voor enkele **kenmerken van de woning**. Voor het bouwjaar van de woning lijkt er ook een dalende trend te zijn waarbij lagere mediane serumconcentraties worden waargenomen voor PFHxS en L+B PFHxS bij deelnemers in recentere woningen. Vergeleken met deelnemers met ramen in hout of aluminium hebben deelnemers met ramen in kunststof een hogere mediane concentratie voor L+B PFOA in serum en is PFUnA in alle serumstalen van deze groep boven de LOQ. Bij deelnemers die woonkamer, keuken en slaapkamer manueel verluchten observeren we een hogere mediane concentratie aan PFNA en PFDA in serum en een hoger percentage serumstalen met PFUnA-meetwaarden boven de LOQ. Deelnemers die verluchten via roosters hebben een lagere mediane concentratie aan PFOA in serum dan deelnemers zonder roosters. Voor de vloerbedekking zijn de resultaten minder duidelijk. Bij de groep deelnemers die nergens parket hebben observeren we hogere mediane concentraties aan PFNA en PFOS in serum en bij deelnemers die ergens tegels hebben observeren we hogere mediane concentraties aan PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS en PFOS in serum dan bij deelnemers die overal tegels hebben (n=4). Bij deelnemers die in de woonkamer, keuken of slaapkamer afwasbare verf gebruikt hebben, observeren we hogere mediane concentraties aan PFNA, PFOS en L+B PFOS in serum (toepassing op welfsels, n=4) en aan PFHxS en L+B PFHxS in serum (toepassing op gipsplaten, n=6). Voor aanwezigheid van gordijnen in textiel in woonkamer, keuken of slaapkamer zijn de resultaten tegengesteld aan de verwachting, met een hogere mediane concentratie aan PFOA, L+B PFOA, PFHxS, L+B PFHxS en L+B PFOS in serum als er nergens gordijnen in textiel zijn.

Er zijn ook aanwijzingen dat het **gebruik van producten** een mogelijke blootstelling aan PFAS inhoudt. Zo stellen we vast dat in de groepen deelnemers die gebruik maken van geurverspreiders, insectenverdelgers, schimmelwerende producten, boenmiddel en schoonmaakmiddelen met bleekmiddel of ammoniak meer PFUnA-meetwaarden boven de LOQ liggen dan in de groep deelnemers die nooit deze producten gebruiken (n=3). Bij deelnemers die af en toe producten gebruiken om lederwaren te behandelen (n=9) observeren we een hogere mediane concentratie aan PFOS in serum dan bij deelnemers die nooit deze producten gebruiken (n=10). De groep deelnemers die buitenshuis producten gebruikt om schoenen te behandelen (n=11) heeft een hoger percentage PFUnA-meetwaarden boven de LOQ en de groep die buitenshuis producten gebruikt om lederwaren te behandelen (n=4) heeft een hogere mediane concentratie aan PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFOS, L+B PFOS in serum en een hoger percentage PFUnA-meetwaarden boven de LOQ.

Bij de groep deelnemers die meerdere keren per week of dagelijks **stofzuigen** in de woonkamer, keuken en slaapkamer (n=11) observeren we lagere mediane concentraties aan PFNA, PFDA en PFOS dan bij deelnemers die wekelijks of om de twee weken stofzuigen (n=7). Bij de groep deelnemers die meerdere keren per week of dagelijks **met nat poetsen** in woonkamer, keuken en slaapkamer (n=4) observeren we lagere mediane concentraties aan PFOA, L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS, PFOS en L+B PFOS in serum dan bij deelnemers die wekelijks of om de twee weken poetsen met nat (n=14).

Tabel 43: Resultaten met $p < 0,20$ voor de determinanten van de PFAS-gehaltenes ($\mu\text{g/l}$) in serum (* Mann-Whitney U-test, † Kruskal-Wallis test, ~ Chi-kwadraattest).

Determinanten	PFAS-gehaltenes in serum								% deelnemers
	(p-waarde/ categorieën met mediaan ($\mu\text{g/L}$))								
	PFHxS	PFOA	PFOS	PFDA	PFNA	L+B PFHxS	L+B PFOA	L+B PFOS	PFUnA
Geslacht jongere		p=0,05 *	p=0,09 *	p=0,11 *	p=0,09 *		p=0,11 *		
Meisje (n=6)		1,31	8,08	0,32	0,48		1,48		
Jongen (n=13)		0,88	3,22	0,23	0,32		1,14		
Consumptie van eieren van eigen kippen voorbije 3 maanden	p=0,06 *	p=0,14 *			p=0,14 *	p=0,07 *			
Meer dan de helft (n=5)	0,29	0,86			0,24	0,41			
Enkel eieren van eigen kippen (n=14)	0,7	1,12			0,34	0,8			
Leeftijd van de kippen	p=0,15 r=0,34		p=0,01 r=0,59	p<0,01 r=0,74	p=0,01 r=0,59	p=0,13 r=0,36	p=0,13 r=0,36		p=0,02 *
Afkomst kippen								p=0,13 †	
Zelf gekweekt (n=3)								19,17	
Gekocht bij kweker (n=12)								11,37	
Oude batterijkip (n=1)								-	
Andere (n=3)								13,47	
Kippen toegang tot composthoop				p=0,18 *					
Nee (n=14)				0,27					
Ja (n=5)				0,23					
Frequentie van consumptie van (totaal) groenten uit eigen tuin de voorbije 3 maanden	p=0,1 †	p=0,16 †	p=0,09 †			p=0,13 †			
Nooit (n=7)	0,68	1,19	7,15			0,75			
Niet laatste 3 maanden of maandelijks (n=5)	0,39	0,57	2,68			0,45			
Wekelijks, dagelijks of meer (n=6)	0,7	1,02	4,2			0,81			
Grootte van de moestuin									p=0,13 *
Composthoop aanwezig in de tuin			p=0,12 *		p=0,13 *			p=0,16 *	
Nee (n=3)			1,23		0,24			6,29	
Ja (n=14)			4,69		0,35			14,03	
Gebruik van composthoop in moestuin		p=0,19 †					p=0,16 †		
Nee, nooit (n=4)		0,9					1,14		
Soms (n=7)		0,98					1,14		
Ja, altijd (n=5)		1,53					1,73		
Gebruik van bestrijdingsmiddelen in moestuin			p=0,14 *					p=0,04 *	
Nee (n=9)			4,2					11,83	
Ja (n=7)			6,22					14,3	
Bouwjaar	p=0,18 †					p=0,15 †			

Determinanten	PFAS-gehalten in serum (p-waarde/ categorieën met mediaan (µg/L))								% deelnemers
	PFHxS	PFOA	PFOS	PFDA	PFNA	L+B PFHxS	L+B PFOA	L+B PFOS	
Voor 1960 (n=6)	0,72					0,81			
1960-1980 (n=3)	0,74					0,87			
1981-2000 (n=6)	0,53					0,6			
2001 en later (n=3)	0,32					0,41			
Materiaal van de ramen in de woonkamer, keuken en slaapkamer							p=0,15 †		p=0,06 ~
Hout (n=7)							1,26		42,9%
Kunststof (n=5)							1,5		100%
Aluminium (n=6)							0,99		33,3%
Manuele ventilatie in de woonkamer, keuken of slaapkamer				p=0,09*	p=0,1 *				p=0,17 ~
Gedeeltelijk (n=3)				0,15	0,19				0%
Overall (n=16)				0,26	0,35				62,5%
Rooster in ramen of muren van de woonkamer, keuken of slaapkamer		p=0,17 †							
Nergens (n=14)		1,15							
Gedeeltelijk (n=4)		0,65							
Overall (n=1)		-							
Tegels in de woonkamer, keuken of slaapkamer	p=0,14 †	p=0,14 †	p=0,19 †	p=0,18 †	p=0,18 †	p=0,12 †	p=0,12 †		
Nergens (n=1)	-	-	-	-	-	-	-		
Ergens (n=14)	0,66	1	4,69	0,25	0,33	0,74	1,21		
Overall (n=4)	0,44	0,76	2,95	0,16	0,25	0,51	0,9		
Parket in de woonkamer, keuken of slaapkamer			p=0,15 *		p=0,08 *				
Nergens (n=12)			5,71		0,38				
Ergens (n=6)			1,71		0,25				
Welfsels geveerd in de woonkamer, keuken of slaapkamer			p=0,16 *		p=0,16 *			p=0,18 †	
Nergens (n=9)			4,2		0,36			18,14	
Ergens geveerd, niet afwasbaar (n=2)			-		-			-	
Ergens geveerd, afwasbaar (n=4)			5,71		0,41			12,66	
Overall geveerd, afwasbaar (n=2)			-		-			-	
Gipsplaten geveerd in de woonkamer, keuken of slaapkamer	p=0,17 †					p=0,13 †			
Nergens (n=10)	0,64					0,72			
Ergens, niet-afwasbaar (n=2)	-					-			



Determinanten	PFAS-gehalten in serum (p-waarde/ categorieën met mediaan (µg/L))								% deelnemers	
	PFHxS	PFOA	PFOS	PFDA	PFNA	L+B PFHxS	L+B PFOA	L+B PFOS		PFUnA
Ergens, afwasbaar (n=6) Overall, afwasbaar (n=1)	0,76 -					0,84 -				
Gordijnen in textiel in de woonkamer, keuken of slaapkamer	p=0,1 †	p=0,03 †				p=0,11 †	p=0,05 †	p=0,19 †		
Nergens (n=4)	0,94	1,44				1,02	1,56	21,16		
Ergens (n=10)	0,64	0,96				0,73	1,12	12,52		
Overall (n=5)	0,43	0,88				0,47	1,08	10,91		
Frequentie van gebruik: geurverspreiders										p=0,14 ~
Nooit (n=3)										0%
Af en toe (n=8)										62,5%
Wekelijks in bepaalde seizoenen tot dagelijks heel jaar door (n=8)										62,5%
Frequentie van gebruik: insectenverdelgers										p=0,14 ~
Nooit (n=3)										0%
Af en toe (n=8)										62,5%
Wekelijks in bepaalde seizoenen tot dagelijks heel jaar door (n=8)										62,5%
Frequentie van gebruik: schimmelwerende producten										p=0,17 ~
Nooit (n=3)										0%
Ooit (n=16)										62,5%
Frequentie van gebruik: schoonmaakmiddelen met bleekmiddelen of ammoniak										p=0,17 ~
Nooit (n=3)										0%
Ooit (n=16)										62,5%
Frequentie van gebruik: verf			p=0,17 *					p=0,17 *		
Nooit (n=5)			8,12					19,17		
Af en toe (n=13)			3,22					11,84		
Frequentie van gebruik: boenmiddel										p=0,17 ~
Nooit (n=3)										0%
Ooit (n=16)										62,5%
Waar wordt dit product gebruikt? (product behandeling schoenen)										p=0,18 ~
Nooit (n=3)										33,3%
Buitenshuis (n=11)										72,7%
Binnenshuis, met verluchting (n=2)										-
Binnenshuis, zonder verluchting (n=3)										33,3%
Frequentie van behandelen van lederwaren			p=0,19 *							
Nooit (n=10)			2,95							



Determinanten	PFAS-gehalten in serum (p-waarde/ categorieën met mediaan (µg/L))								% deelnemers
	PFHxS	PFOA	PFOS	PFDA	PFNA	L+B PFHxS	L+B PFOA	L+B PFOS	
Af en toe (n=9)			6,3						
Waar wordt dit product gebruikt? (product behandeling lederwaren)		p=0,02 †	p=0,12 †		p=0,15 †		p=0,02 †	p=0,14 †	p=0,1 ~
Nooit (n=10)		1	2,95		0,3		1,19	12,51	40%
Buitenshuis (n=4)		1,7	9,55		0,48		1,94	24	100%
Binnenshuis, met verluchting (n=4)		0,72	3,8		0,25		0,93	8,5	25%
Binnenshuis, zonder verluchting (n=1)		-	-		-		-	-	-
Frequentie van stofzuigen in de woonkamer, keuken en slaapkamer			p=0,18 †	p=0,04 †	p=0,05 †				
Nooit of zelden (n=1)			-	-	-				
Wekelijks of om de 2 weken (n=7)			6,3	0,3	0,49				
Meerdere keren per week of dagelijks (n=11)			2,68	0,22	0,29				
Frequentie van nat poetsen in de woonkamer, keuken en slaapkamer	p=0,03 †	p=0,07 †	p=0,01 †	p=0,08 †	p=0,02 †	p=0,03 †	p=0,07 †	p=0,03 †	
Nooit of zelden (n=1)	-	-	-	-	-	-	-	-	
Wekelijks of om de 2 weken (n=14)	0,68	1,12	5,19	0,25	0,35	0,74	1,31	13,62	
Meerdere keren per week of dagelijks (n=4)	0,34	0,72	1,27	0,08	0,2	0,43	0,91	5,73	

Individuele resultaten en groepen kleiner dan 3 deelnemers (-) worden niet gerapporteerd



10.8.11 Besluit

De resultaten van de statistische analyses om determinanten van PFAS-gehalten te identificeren in de verschillende matrices moeten met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Gezien de beperkte omvang van de studiepopulatie (n=19) zijn de groepen deelnemers in de verschillende categorieën van de determinanten soms erg laag (vb. n=3) waardoor de overeenkomstige mediaanconcentraties sterk kunnen beïnvloed worden door bepaalde persoonlijke kenmerken die niet noodzakelijk te maken hebben met de determinant in kwestie. Het was ook niet altijd mogelijk om categorieën van determinanten samen te voegen omdat er een te groot verschil is in de aard of betekenis van de categorieën. De resultaten moeten dus vooral als hypothesegenererend geïnterpreteerd worden.

Het grootste aantal indicaties voor mogelijke determinanten van PFAS-gehalten werden waargenomen voor huisstof, eieren en serum. Voor bodem van de kippenren, leidingwater, bladgewassen, wortelgewassen en knolgewassen konden geen potentiële determinanten geïdentificeerd worden, meestal omdat er weinig PFAS-componenten waren met meer dan 40% meetwaarden boven de LOQ.

Voor PFAS in de **bodem van de moestuin** kon gebruik van compost geïdentificeerd worden als een mogelijke determinant voor PFOS en gebruik van een tuinslang als mogelijke determinant voor PFBA. Bij de groenten kon er enkel voor PFBA in **peulgewassen** een determinantanalyse worden uitgevoerd. Hierbij lijkt de grootte van de moestuin een mogelijke determinant te zijn voor PFBA in de peulgewassen. Bij gebruik van bestrijdingsmiddelen werd een lagere mediaan voor PFBA in peulgewassen waargenomen, wat tegengesteld is aan de verwachting.

Bij PFAS in **eieren** observeerden we hogere mediane concentraties aan vooral lange keten PFAS (PFDoA, PFTrA, PFTeA en PFOS) bij een hogere leeftijd van de kippen, wat in lijn ligt met het persistent karakter van de PFAS en bijgevolg een opstapeling bij toenemende leeftijd. Ook werden er hogere mediane gehalten aan deze lange keten PFAS in eieren waargenomen als er sauzen in de kippenren werden gegooid. Er zijn mogelijk ook aanwijzingen voor het in stand houden van lokale PFAS-contaminatie, bijvoorbeeld de observatie dat de mediaan voor PFOA in eieren hoger was bij zelfgekweekte kippen, de observatie dat de mediaan voor PFTrA in eieren hoger was als er maaisel in de kippenren werd gegooid, maar lager als er schillen van groenten of fruit niet afkomstig uit eigen tuin aan de kippen werd gevoederd. We willen nogmaals herhalen dat het gaat hier telkens gaat over kleine groepjes deelnemers.

Er wordt algemeen aangenomen dat kippen die minder contact hebben met bodemdeeltjes ook minder PFAS opnemen via de bodem. Factoren die contact met bodem kunnen beperken zijn niet voederen op de bodem en een goede begroeiing van de kippenren, wat kan bekomen worden door een voldoende grote oppervlakte van de kippenren. Sommige van onze observaties zijn tegengesteld aan deze veronderstelling. Zo observeren we lagere mediane gehalten aan PFOS en PFOA in eieren van kippen die buiten op de bodem gevoederd worden, hogere mediane PFOA-gehalten in eieren van kippen waar de kippenren voor meer dan ¼ begroeid is en hogere mediane gehalten aan PFOA, PFTrA, PFTeA en PFOS indien er gras aanwezig is in de kippenren. Vermoedelijk

spelen hier ook andere (onderliggende) factoren een rol en kan er meer duidelijkheid verkregen worden met meervoudige regressiemodellen op een grotere dataset. Het kan ook zijn dat de kippen bij een goed begroeide kippenren langere tijd in de scharrelruimte doorbrengen en zo meer bodem opnemen, of dat er meer bodemorganismen aanwezig zijn (regenwormen, insecten) die bijdragen aan hogere PFAS-opname bij de kippen. In onze resultaten observeren we een hoger percentage meetwaarden van PFDA in eieren boven de LOQ bij een kleinere scharrelruimte, wat wel in overeenstemming is met de verwachting.

In onze resultaten zijn er ook een aantal aanwijzingen voor determinanten van PFAS in **huisstof**. Zo observeren we lagere mediane gehalten aan PFOS en L+B PFOS in huisstof van recentere woningen dan in huisstof van oudere woningen. Dit kan mogelijk een indicatie zijn voor aanwezigheid van PFAS in bouwmaterialen. Bouwmaterialen waarvoor in onze resultaten hogere mediane gehalten in huisstof werden waargenomen zijn kunststof ramen (hoger aandeel PFBS>LOQ), houten plafond (hoger aandeel PFBS >LOQ) en laminaat (L+B PFOS). Voor aanwezigheid van bezette welfsels, parket en tegels werden lagere mediane PFAS-gehalten in huisstof waargenomen. Dit kan ook te maken hebben met andere factoren, zoals poetsgedrag. In woningen waar meerdere keren per week of dagelijks werd geïets (stofzuigen of met nat) werden lagere mediane PFAS-gehalten in huisstof waargenomen. In onze resultaten observeren we ook dat in huisstof van deelnemers die producten gebruiken om leder te behandelen hogere mediane gehalten aan PFAS worden waargenomen. Ook in huisstof van woningen waar de bemonsterde ruimtes manueel verlucht werden, observeerden we hogere mediane gehalten aan PFAS.

Voor PFAS in **serum** observeren we voor verschillende componenten hogere mediane gehalten bij meisjes dan bij jongens. Dit is tegengesteld aan de verwachting, gezien aangenomen wordt dat meisjes een deel van hun lichaamsbelasting aan PFAS uitscheiden via de menstruatie.

In eerdere Vlaamse HBM-studies werd reeds aangetoond dat consumptie van eieren van eigen kippen kan bijdragen aan de PFAS-serumwaarden. In deze studie, waar alle deelnemers eieren van eigen kippen eten, observeren we dat ook het aandeel eieren van eigen kippen een mogelijk rol kan spelen. Bij deelnemers waarbij de eieren altijd afkomstig zijn van eigen kippen observeren we hogere PFAS-gehalten in serum dan bij deelnemer die ook eieren van de winkel eten. We observeren dan een hogere leeftijd van de kippen gecorreleerd is met hogere PFAS-gehalten in serum (L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS en PFOS). Dezelfde observatie deden we ook bij de PFAS-gehalten in eieren, maar daar waren het PFAS met langere ketens (PFDoA, PFTrA, PFTeA en PFOS).

Voor consumptie van groenten uit eigen tuin zijn er in deze beperkte studiepopulatie weinig tot geen aanwijzingen voor een mogelijke rol in de PFAS-gehalten die we waarnemen in serum. Wel observeren we hogere mediane concentraties aan PFNA, PFOS en L+B PFOS in serum bij deelnemers die een composthoop hebben en zien we ook bij de bodem van de moestuin een hogere mediane concentratie aan PFOS als er een composthoop aanwezig is.

We kunnen ook voor de kenmerken van de woning een aantal mogelijke determinanten identificeren voor PFAS-gehalten in serum van de bewoners. Net zoals bij huisstof, vertonen de serumresultaten ook lagere mediane gehalten bij recentere woningen dan bij oudere woningen, zij het dan voor PFHxS en L+B PFHxS (bij huisstof was het PFOS en L+B PFOS). Net zoals bij huisstof, zijn er ook voor de serumresultaten een aantal bouwmaterialen

die mogelijk een determinant zijn voor de lichaamsbelasting aan PFAS, zijnde kunststof ramen (L+B PFOA, hoger % PFUnA >LOQ), welfsels met afwasbare verf (PFNA, PFOS, L+B PFOS), gipsplaten met afwasbare verf (PFHxS, L+B PFHxS). Net zoals voor huisstof observeren we bij deelnemers met parket lagere mediane gehalten aan PFOS in serum en bijkomend ook voor PFNA. Voor aanwezigheid van tegels worden voor PFAS in serum tegengestelde resultaten geobserveerd dan voor huisstof. Voor stofzuigen en poetsen met nat worden voor serum gelijkaardige resultaten waargenomen als voor huisstof, zijnde lagere mediane gehalten aan PFAS bij deelnemers waar meerdere keren per week of dagelijks gepoetst wordt. Ook gelijkaardig aan de resultaten in huisstof is dat bij deelnemers die producten gebruiken om leder te behandelen hogere mediane concentraties PFOS in serum worden waargenomen.

Bevindingen i.v.m. de methodologie

De studiepopulatie (n=19) is te klein om dit soort statistische analyses uit te voeren en hieruit conclusies te kunnen formuleren. Grotere studiepopulaties van minimaal 100 personen zijn aan te raden.

Bij grotere studiepopulaties is het ook aan te raden om statistische technieken te gebruiken waarbij meerdere invloedsfactoren samen in rekening kunnen worden gebracht, zoals bijvoorbeeld meervoudige regressie-analyses. Dit heeft als meerwaarde dat het effect van één factor op de PFAS-gehalten kan onderzocht worden na het in rekening brengen van andere mogelijke (versturende) factoren. Dit verhoogt de zekerheid dat de gevonden associatie geen toevallige bevinding is.

Op basis van de resultaten in deze beperkte groep kan wel worden aanbevolen om de mogelijke bijdrage van huisstof tot de PFAS-lichaamsbelasting verder te onderzoeken en mogelijke gezamenlijke bronnen na te gaan. De correlatie-analyses toonden al een matige samenhang tussen de PFAS in huisstof en de PFAS in serum. Bij de determinantanalyses komen ook enkele factoren naar voren die zowel worden waargenomen als mogelijk invloedsfactor voor huisstof als voor serum (vb. ouderdom woning, kunststof ramen, producten om leder te behandelen, poetsen).

11 MODELLERING

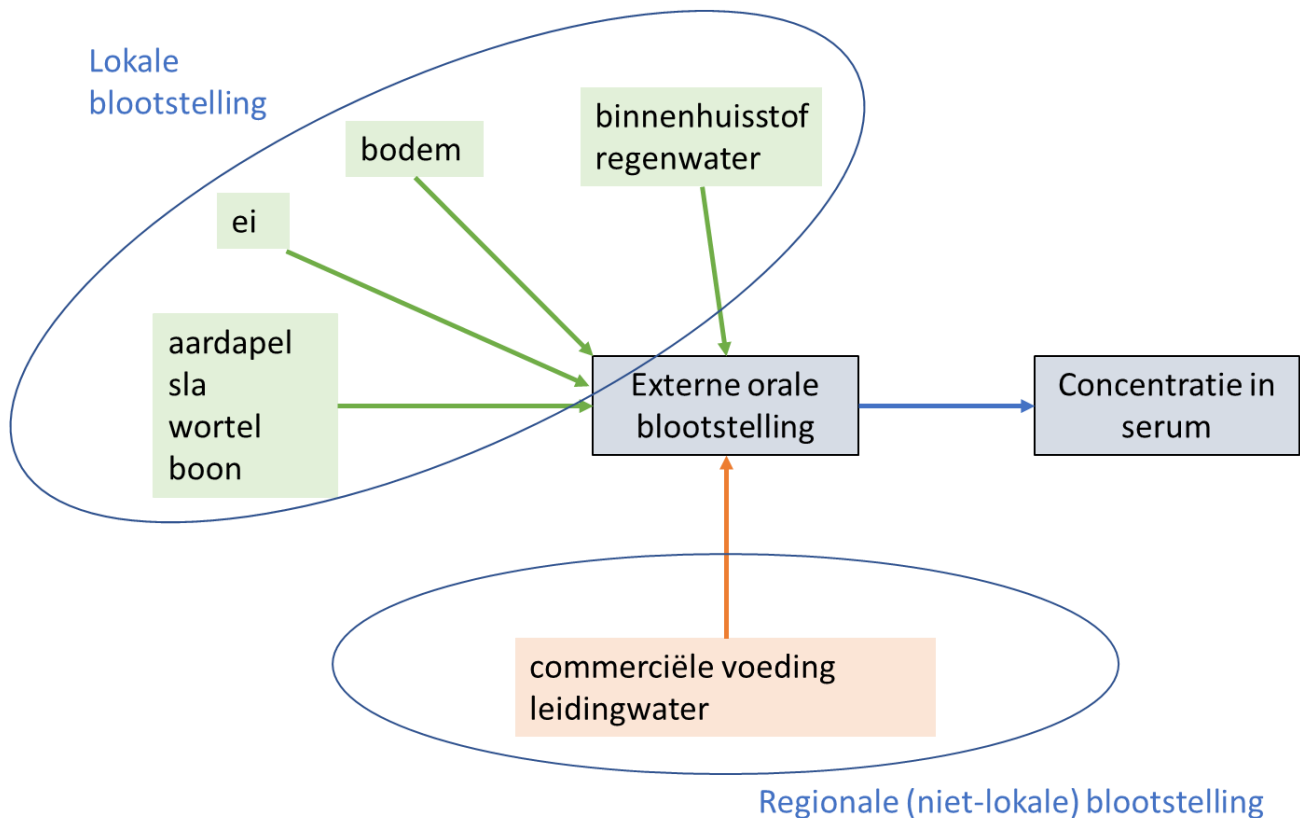
Met de blootstellingsanalyses trachten we een antwoord te formuleren op twee onderzoeksvragen:

- Kunnen we op basis van de resultaten van de meetcampagne uit niet PFAS-vervuilde locaties (in gebieden die niet beïnvloedt door een rechtstreekse lokale bron) een beeld krijgen van de niet hot spot gerelateerde blootstelling aan PFOS en PFOA in Vlaanderen?
- Wat is de bijdrage van verschillende producten uit eigen kweek; of m.a.w. kunnen we op basis van locatiespecifieke analyses de bijdrage van verschillende blootstellingsroutes nauwkeuriger begroten en de onzekerheid voor deze routes in kaart brengen?

Voor beide onderzoeksvragen beperken we ons tot lineair PFOS en PFOA omdat voor deze congenen de meest volledige dataset met significante meetgegevens beschikbaar is. Voor het simuleren van concentraties aan PFAS in bloedserum (aangeduid als interne blootstelling) zijn bovendien enkel farmacokinetische data beschikbaar voor PFOS en PFOA, en kunnen er bijgevolg geen PBPK (Physiologically-Based Pharmacokinetic) simulaties worden uitgevoerd voor alle andere PFAS uit de meetcampagnes.

11.1 BLOOTSTELLINGSSCENARIO'S

Ons baserend op de huidige wetenschappelijke kennis ligt de focus op orale blootstelling. Omwille van een geringe vluchtigheid en een lage dermale absorptie wordt inname van PFOS en PFOA via inademing en via de huid niet in beschouwing genomen (Sunderland et al., 2019). Voor de orale blootstelling maken we onderscheid tussen een component van regionale (niet-lokale) oorsprong, nl. de blootstelling door het consumeren van commerciële voeding, en een component van lokale oorsprong, nl. de blootstelling in en om de woning en via zelf geteelde voeding. *In concreto* betekent dit voor deze laatste component dat enkel de inname van bodem, binnenhuisstof, drinkwater (uit particuliere waterputten) en lokaal geteelde groenten en eieren uit eigen kweek, indien beschikbaar, meenemen worden in de berekeningen (zie Figuur 3, conceptueel model). Blootstelling door productgebruik (niet-voeding gerelateerde consumentenproducten) en blootstelling via fruit worden niet beschouwd omdat hiervoor geen specifieke meetgegevens beschikbaar zijn uit de meetcampagne. Omdat uit eerdere meetcampagnes en de literatuur blijkt dat eieren een belangrijke bron van blootstelling aan PFOS en PFOA zijn (Kowalczyk et al., 2020), wordt voor beide onderzoeksvragen eveneens in meer detail ingegaan op deze innameroute.



Figuur 3: Conceptueel model voor het berekenen van de blootstelling aan PFOS en PFOA door ingestie van bodem en binnenhuisstof, drinken van lokaal putwater en consumptie van lokaal geteelde groenten en eieren, al dan niet rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding. Blootstelling door productgebruik (niet-voeding gerelateerde consumentenproducten) en blootstelling via fruit worden niet beschouwd. Inhalatoire en dermale blootstelling wordt eveneens niet in beschouwing genomen. ‘aardappel’, ‘sla’, ‘wortel’ en ‘boon’ in het conceptueel model worden gebruikt als ‘model-gewassen’ zodat we de blootstelling van andere gewassen behorende tot die groep (bol-, knol-, bladgewassen en peulvruchten) eveneens in rekening kunnen brengen.

11.1.1 Scenario’s voor bepaling Vlaamse achtergrondblootstelling op niet vervuilde locaties (referentiewaarde)

Voor het bepalen van de blootstelling van de Vlaamse bevolking aan PFOS en PFOA in niet vervuilde regio’s (onderzoeksvraag 1) worden drie verschillende blootstellingsscenario’s doorgerekend. Voor het eerste scenario houden we rekening met de regionale bijdrage van commerciële voeding. EFSA (2020) heeft recent een toelaatbare wekelijkse inname (TWI) gepubliceerd voor de som van 4 PFAS (PFOS, PFOS, PFHxS en PFNA – lineair en vertakt samen), hieruit blijkt dat enkel de blootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voedingsproducten volstaat om deze TWI (EFSA, 2020) te overschrijden. Om deze reden wordt in de twee overige scenario’s de blootstelling via commerciële voeding niet meer meegenomen zodat we de impact van

louter lokale bronnen in het referentiegebied (de niet-hot spot locaties uit de meetcampagne) beter kunnen inschatten. Voor deze lokale scenario's beschouwen we een gemiddelde en een verhoogde blootstelling door respectievelijk gebruik te maken van het geometrisch gemiddelde (GM) en de 75^{ste} percentielwaarde (P75) van de meetgegevens zoals berekend onder Hoofdstuk 7 (Statistiek). Er worden geen analyses uitgevoerd op basis van de P90 of P95 waarde zoals gebruikelijk bij risico-evaluaties omwille van privacy redenen. Omdat het aantal meetpunten gering is (n= 19) zouden P90 of P95-waarden eventueel identificatie van deelnemers mogelijk kunnen maken. Om de geïntegreerde blootstelling te simuleren, combineren we deze meetgegevens met de leeftijdsafhankelijke tijdbestedings-, blootstellings- en consumptiepatronen (gemeenzaam aangeduid als blootstellingsfactoren) die gebruikt worden voor het afleiden van bodemsaneringsnormen voor het bestemmingstype residentieel wonen met moestuin (TGD S-Risk; Cornelis et al., 2019²⁵). Impliciet nemen we daarbij aan dat de concentraties in het milieu constant zijn in de tijd, wat niet noodzakelijk waar is omdat de aanwezige PFAS-concentraties in het milieu zich in de tijd hebben opgebouwd en we onrechtstreekse beïnvloeding van buiten het referentiegebied niet kunnen uitsluiten.

Samenvattend werden volgende drie scenario's doorgerekend:

- **Scenario 1: GM x TGD + AW** - Bepalen van de blootstelling van de Vlaamse bevolking aan lineair PFOS en lineair PFOA in een niet PFAS-vervuild referentiegebied gebaseerd op lokale bronnen voor bodem, binnenhuisstof en lokaal drinkwater²⁶ en de consumptie van groenten en eieren (de geometrisch gemiddelde (GM) concentraties uit de statistische analyses gekoppeld aan de blootstellingsfactoren uit TGD S-Risk (zie verder)) waarbij tevens de blootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding (EFSA, 2012) in rekening wordt gebracht.
- **Scenario 2: GM x TGD - AW** - Bepalen van de blootstelling van de Vlaamse bevolking aan lineair PFOS en lineair PFOA in een niet PFAS-vervuild referentiegebied gebaseerd op lokale bronnen voor bodem, binnenhuisstof en drinkwater en de consumptie van groenten en eieren (de geometrisch gemiddelde concentraties uit de statistische analyses gekoppeld aan de blootstellingsfactoren uit TGD S-Risk) maar zonder de blootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding (EFSA, 2012) in rekening te brengen.
- **Scenario 3: P75 x TGD - AW** - Bepalen van de blootstelling van de Vlaamse bevolking aan lineair PFOS en lineair PFOA in een niet PFAS-vervuild referentiegebied gebaseerd op lokale bronnen voor bodem, binnenhuisstof en drinkwater en de consumptie van groenten en eieren (de 75^{ste} percentielwaarde concentratie uit de statistische analyses gekoppeld aan de blootstellingsfactoren uit TGD S-Risk) maar zonder de achtergrondblootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding (EFSA, 2012) in rekening te brengen.

Deze scenario's worden uitgewerkt voor zowel PFOS als PFOA en voor elk van deze scenario's komen twee aspecten komen aan bod:

²⁵ TGD S-Risk: <https://s-risk.be/sites/srisk/files/downloads/20190515%20SRisk%20model%20equations%20-%20annex%20IV%20-%20FL.pdf>

²⁶ Leidingwater wordt beschouwd als een niet-lokale blootstellingsroute. Lokaal drinkwater: gebruik van putwater als drinkwater

- Simulatie van de **externe orale blootstelling** met Merlin-Expo volgens beschouwde scenario's met toepassing van de blootstellingsfactoren uit S-Risk (Cornelis et al., 2019).
- Simulatie van **de concentraties PFAS in serum** met de PBPK (interne) blootstellingsmodule in Merlin-Expo met toepassing van de parameterwaarden uit Loccisano et al., 2011

Een belangrijke reden om beide aspecten afzonderlijk te behandelen is dat er twee onafhankelijk van elkaar opgestelde referentiekaders die de ernst van de blootstelling kunnen inschatten zijn ontwikkeld voor externe en interne blootstelling. Voor de externe blootstelling wordt gebruik gemaakt van de maximaal toelaatbare dagelijkse inname (TDI) voor PFOA en PFOA afgeleid door US-EPA (2016) en/of de maximaal toelaatbare wekelijkse inname (TWI) voor PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS afgeleid door EFSA (2020). Voor de interne blootstelling wordt enerzijds gebruik gemaakt van de HBM I en II waarden van UBA (2016; 2020), en anderzijds van de interne serum referentiewaarde afgeleid door EFSA (2020).

De TDI en TWI vertegenwoordigen concentraties waarvan wordt verondersteld dat ze bij levenslange chronische blootstelling niet leiden tot nadelige gezondheidkundige effecten. US-EPA hanteert een TDI van 20 ng/kg.d zowel voor PFOS als voor PFOA. EFSA legt haar TWI voor de som van de vier congenen en op dag basis op 0,63 ng/kg.d. Vertaalt naar een maximale concentratie in bloedserum wordt dit 6,9 µg/l voor de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS (in dit rapport aangeduid als EFSA_{intern}). De HBM I (UBA, 2016)²⁷, HBM II (UBA, 2020)²⁸ en EFSA_{intern} (2020) waarden en de bijhorende interpretatie worden toegelicht in Tabel 44.

²⁷ https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/hbm_i_values_for_pfoa_and_pfos.pdf

²⁸ https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4031/dokumente/hbm-ii_values_for_pfoa_and_pfos_0.pdf

Tabel 44: HBM I (UBA, 2016), HBM II (UBA, 2020) en EFSA_{intern} (2020) referentiewaarden voor het beoordelen van de interne blootstelling aan PFOS en PFOA

Bloedserum			
	waarde	onderbouwing	advies
	µg/l	UBA (2020)	
PFOS	20 (10) [§]	HBM II	Opvolging nodig en dringend acties nodig om de blootstelling te stoppen
PFOA	10 (5) [§]	HBM II	
		UBA (2016)	
PFOS	5	HBM I	Bronnen identificeren en blootstelling verminderen
PFOA	2	HBM I	
		EFSA (2020)	
PFOS	6,9	TWI	Maximale serumconcentratie voor de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS. Onder deze waarde wordt volgens de huidige kennis geen gezondheidsschade verwacht
PFOA	6,9	TWI	Maximale serumconcentratie voor de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS. Onder deze waarde wordt volgens de huidige kennis geen gezondheidsschade verwacht

§: waarde tussen haakjes: waarde voor vrouwen vruchtbare leeftijd

11.1.2 Inschatten van locatie-specifieke bijdragen verschillende blootstellingsroutes

Voor onderzoeksvraag 2 (locatie specifieke analyses) wordt op basis van de individuele gepaarde meetresultaten voor de verschillende locaties de bijdrage van verschillende orale blootstellingsroutes in kaart gebracht. Dit gebeurt aan de hand van:

- **Puntschattingen** - Simuleren van externe orale blootstelling en interne serumconcentraties aan de hand van de individuele meetgegevens in Merlin-Expo.
- **Probabilistische blootstellingsanalyses** aan de hand van Monte Carlo simulaties om de onzekerheid op de bijdrage van lokale blootstellingsroutes en in het bijzonder van eieren in de totale inname te analyseren.

Beide benaderingen worden toegepast voor 2 leeftijdscategorieën: 1 - < 3-jarigen worden geselecteerd als meest gevoelige doelgroep in blootstellingsanalyses en 15 - < 21-jarigen omdat hiervoor HBM-meetresultaten beschikbaar zijn uit de meetcampagne

Deterministische simulaties van zowel de externe orale en interne blootstelling werd uitgevoerd met Merlin-Expo vs. 4.0. Monte Carlo simulaties werden uitgevoerd met Crystal Ball (release 11.1.2.4.850, Oracle) in

aangepaste Excel rekenmodules gebaseerd op het S-Risk formularium die oorspronkelijk werden ontwikkeld voor het BF-Risk project (Cornelis et al., 2009; 2012).

11.2 SELECTIE VAN DE BLOOTSTELLINGSMODELLEN

Voor het simuleren van de externe blootstelling aan PFOS en PFOA beschikt VITO over twee modellen: S-Risk en Merlin-Expo. Voor locatie specifieke bodemgerelateerde externe blootstelling via bodem/binnenhuisstof, consumptie van lokaal geteelde groenten en/of eieren en grondwater wordt in Vlaanderen het model S-Risk (<https://s-risk.be/en>) gebruikt voor het opstellen van bodemnormen en het uitvoeren van oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek. Voor het zeer recent doorrekenen van het voorstel van bodemnormering voor PFOS en PFOA werden de nodige aanpassingen aan het model S-Risk doorgevoerd zodat het amfifiel karakter van deze gefluoreerde verbindingen in het milieu wordt gesimuleerd en de verspreiding/blootstelling nauwkeuriger wordt geschat (Van Holderbeke et al., 2020). Het formularium S-Risk bevat echter geen formules om externe blootstelling om te rekenen naar interne serumconcentraties. Daarom werd geopteerd om voor dit project Merlin-Expo (<https://merlin-expo.eu/>) te gebruiken in combinatie met de blootstellingsparameters die worden toegepast in S-Risk (en de huidige bodemnormering; zie Cornelis et al., 2019). Op die manier hanteren we voor deze berekeningen een vergelijkbaar referentiekader als voor de normering bij het beoordelen van de blootstelling aan PFOS en PFOA. Voor de probabilistische berekeningen tenslotte werden aanpassingen gemaakt aan rekenmodules in Excel die oorspronkelijk ontwikkeld werden voor het BF-Risk project en die eveneens zijn gebaseerd op het formularium S-Risk (Cornelis et al., 2009; 2012). Een meer gedetailleerde toelichting bij de gebruikte modellen is opgenomen in Bijlage 11.

11.3 DOORREKENEN EXTERNE BLOOTSTELLING

11.3.1 Invoergegevens

Voor de eerste onderzoeksvraag, bepaling van de externe en interne blootstelling aan PFOS en PFOA in Vlaanderen, maken we gebruik van het geometrisch gemiddelde (GM) en de 75^{ste} percentielwaarde (P75)²⁹ voor de gebruikte concentraties in de bodem, binnenhuisstof en lokale levensmiddelen zoals afgeleid uit de beschrijvende statistiek (Tabel 45). Voor het simuleren van de blootstelling aan lineair PFOS en lineair PFOA in scenario's 1 en 2 wordt gebruik gemaakt van het GM, voor scenario 3 van het P75. De aanwezigheid van metingen onder de bepalingsgrens (LOQ) kan een belangrijke invloed hebben op de uitkomst van de blootstelling. Net als voor de statistische analyses volgen we een middle bound benadering waarbij kwantificatielimiten worden gelijkgesteld aan LOQ/2. Voor de modellering leggen we bovendien in navolging van de methode toegepast in de beschrijvende statistiek (Hoofdstuk 7) een aantal extra condities op om de LOQ/2 te gebruiken, nl. dat meer dan 60% van de data boven LOQ moet zitten en dat er voor minstens 12 locaties

²⁹ Voor deze studie maken we voor het *worst case* scenario gebruik van de P75 waarde omwille van privacy redenen. Indien we gebruik zouden maken van een P95-waarde, wat meestal wordt gedaan in risicoanalyses, wordt het identificeren van deelnemers triviaal vermits het om een kleine steekproef gaat (n=19)

meetwaarden moeten zijn. Wanneer minder dan 60% van de data boven de LOQ zitten wordt de concentratie gelijkgesteld aan 0.

Omdat niet voor alle matrices de som van lineaire en vertakte PFAS congenere worden gerapporteerd, baseren we ons voor deze analyses steeds op de meetgegevens voor lineaire PFOS en PFOA congenere. Het is momenteel niet duidelijk welke consequenties dit heeft op de uitkomst van de blootstellingsanalyses. Zo blijkt de verhouding lineaire en vertakte PFAS-componenten sterk te verschillen tussen milieucompartimenten en eveneens afhankelijk van het type bron. In een recente publicatie geeft Schulz et al. (2020) aan dat in tegenstelling tot planten en eieren, waar voornamelijk lineaire componenten worden teruggevonden, er in humaan serum mogelijk een aanrijking plaatsgrijpt van vertakte componenten.

De meetgegevens voor binnenhuisstof worden gerapporteerd als ng/filter en worden verder omgerekend naar ng/g. Voor deze omrekening veronderstellen we dat 4 m², het oppervlak dat in de meetcampagne werd bemonsterd met de stofzuiger, overeenstemt met 1 g stof (Harrad et al., 2008). Omwille van deze aanname is het niet onmogelijk dat de bijdrage van binnenhuisstof in de blootstellingsanalyses wordt onderschat of overschat.

Om de bijdrage van de achtergrondblootstelling aan PFOS (of PFOA) via commerciële voeding in rekening te kunnen brengen in Merlin-Expo werd het gemiddelde berekend van de PFOS (of PFOA) Lower bound (LB)³⁰ achtergrondwaarden bepaald door EFSA (2012)³¹ voor de verschillende commerciële levensmiddelen (groenten, fruit en vlees- en zuivelproducten). Deze gemiddelde achtergrondblootstelling werd vervolgens gekoppeld aan de leeftijdsafhankelijke totale inname van levensmiddelen uit S-Risk om zo de levenslange blootstelling via commerciële voeding te kunnen inschatten. De achtergrondblootstelling via commerciële voeding houdt geen rekening met het wisselend consumptiepatroon (het aandeel van verschillende levensmiddelen in het totale consumptiepakket) voor verschillende leeftijdscategorieën en dient daarom te worden beschouwd als indicatief voor de actuele blootstelling³². Voor de data van EFSA (2012) is het eveneens niet duidelijk of dit lineaire of de som van lineaire en vertakte data betreft, vermoedelijk is dit een mix van beide afhankelijk van de door de labo's gebruikte analysemethoden waarbij dient te worden opgemerkt dat vertakte PFAS pas recent courant in het analysepakket worden opgenomen.

Voor de tweede onderzoeksvraag, bepalen van locatie specifieke blootstelling met inbegrip van het karakteriseren van de variabiliteit, gebruiken we zowel individuele meetresultaten voor verschillende locaties en het hieruit berekende rekenkundig gemiddelde voor de verschillende milieumatrices uit de statistische analyses. We beperken ons tot die blootstellingsroutes waarvoor voldoende significante (>LOQ) meetwaarden voorhanden zijn.

³⁰ Analyseresultaten onder de LOD of LOQ worden bij de lower bound benadering gelijkgesteld aan 0. Volgens EFSA geeft deze benadering een realistischere schatting van de PFOS en PFOA inname via voeding dan de upper bound benadering waarbij resultaten onder de LOD of LOQ gelijkgesteld worden aan de LOD of LOQ.

³¹ In tegenstelling met de berekening van de bodemnormen in S-Risk wordt de achtergrondblootstelling via commerciële voeding niet gecorrigeerd voor de bijdrage uit eigen kweek.

³² De gerapporteerde achtergrondwaarden gerapporteerd door EFSA vertonen sowieso een grote variabiliteit en verschillen tussen lidstaten zodat ze met de nodige omzichtigheid te worden geïnterpreteerd.

Tabel 45: Invoergegevens voor het bepalen van de externe blootstelling in Vlaanderen. Enkel data niet gerapporteerd als LOQ/2 waarvoor meer dan 60% van de data > LOQ werden gebruikt tijdens de blootstellingsmodellering.

Matrix	GM (min – max)	P75 (min – max)	eenheid
lineair PFOS			
Bodem⁽¹⁾	0,53 (0,35-0,81)	0,74 (0,58-3,4)	µg/kg ds
Binnenhuisstof	0,93 (0,7-1,23)	1,04 (0,85-2,58)	ng/g ds ⁽²⁾
Putwater	- (4)	- (4)	ng/l
Ei	1,073 (0,66-1,743)	2,180 (1,563-4,652)	ng/g vg ⁽²⁾
Aardappel	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Wortel	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Sla	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Boon	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Commerciële voeding	1,09x10 ⁻⁴	(3)	mg/kg vg
lineair PFOA			
Bodem⁽¹⁾	0,25 (0,18-0,36)	0,42 (0,28-0,63)	µg/kg ds
Binnenhuisstof	1,24 (0,78-1,97)	1,50 (1,07-7,83)	ng/g ds
Putwater	- (4)	- (4)	ng/l
Ei	0,416 (0,331-0,524)	0,522 (0,45-0,866)	ng/g vg
Aardappel	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Wortel	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Sla	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Boon	- (4)	- (4)	µg/kg vg
Commerciële voeding	1,44x10 ⁻⁵	(3)	mg/kg vg

(1) Voor de berekening van de humane blootstelling wordt gebruik gemaakt van de bodemonsters uit de moestuin; (2) ds: droge stof; vg: versgewicht; (3) Niet van toepassing; (4) meer dan 60% van de data zijn < LOQ

Doordat we de middle bound (alle waarden < LOQ = LOQ/2) benadering hanteren met de bijkomende restrictie dat we voor gegevensbestanden met meer dan 60% van de analyses onder de LOQ-waarden de blootstelling als verwaarloosbaar (= 0) beschouwen, worden voor het doorrekenen van alle scenario's onder onderzoeksvraag 1 slechts drie lokale blootstellingsroutes in rekening gebracht, nl. bodem, huisstof en consumptie van eieren. Voor alle andere concentraties (drinkwater en groenten) zijn meer dan 60% van de data onder de LOQ, deze worden bijgevolg niet meegenomen in de blootstellingsbepaling. Ook voor de locatie-specifieke blootstellingsanalyses en het bepalen van de variabiliteit onder onderzoeksvraag 2 zijn dienden we ons om dezelfde reden eveneens te beperken tot deze drie blootstellingsroutes.

Voor de huidige blootstellingsanalyses beperken we ons tot PFOS en PFOA. Voor de overige PFAS zijn meestal te weinig significante meetgegevens beschikbaar voor alle relevante blootstellingsroutes om de bijdrage in de externe blootstelling te bepalen. Doorrekenen van de interne blootstelling voor deze componenten is sowieso

onmogelijk omdat er geen farmacokinetische parameterwaarden voor het PBPK-model voor deze congenere beschikbaar zijn.

11.3.2 Blootstellingsparameters

11.3.2.1 Puntschattingen

Voor de schatting van de inname van PFAS via de bodem, binnenhuisstof, drinkwater, groenten en eieren uit eigen tuin in Merlin-Expo baseren we ons op de innamegetallen voor de bestemmingstypes Landbouw en Wonen met moestuin uit het TGD-S-Risk (Cornelis et al., 2019). Zowel deze innamegetallen als de fysiologische en farmacokinetische parameters toegepast in het PBPK-model voor het doorrekenen van de interne blootstelling en die werden overgenomen uit Brochet and Quindroit, 2018 zijn opgenomen in Bijlage 11.

Voor deze studie werden enkel volgende leeftijdscategorieën beschouwd:

- 1 - < 3jaar
- 3 - < 6 jaar
- 15 - < 21 jaar

11.3.2.2 Monte Carlo simulaties

Naast puntschattingen op basis van individuele meetgegevens worden eveneens kansschattingen uitgevoerd op basis van Monte Carlo simulaties met het programma Crystal Ball. De simulaties worden uitgevoerd in een rekenmodule oorspronkelijk ontwikkeld voor het BF-Risk project (Cornelis et al., 2009; 2012). Voor deze probabilistische simulaties wordt de onzekerheid op de blootstellingsparameters in rekening gebracht door gebruik te maken van kansverdelingen (PDF: probability density functions) op de invoerparameters. De gebruikte kansverdelingen zijn overgenomen uit BF-Risk (Cornelis et al., 2009) en worden toegelicht in Bijlage 11.

Deze onzekerheidsanalyse wordt uitgevoerd voor de leeftijdsklassen 1 - < 3j, 3 - < 6 jaar³³ als meest gevoelige leeftijdscategorieën en voor 15 - < 21-jarigen om in overeenstemming te zijn met de meetwaarden voor adolescenten uit de meetcampagne.

³³ Deze leeftijdscategorieën werden niet onderzocht tijdens de biomonitoring.

11.3.2.3 Toetsing

De resultaten van de externe blootstellingsberekeningen kunnen worden geïnterpreteerd als Vlaamse referentiewaarden in niet vervuilde gebieden en worden vergeleken met zowel de TDI van US-EPA (2016), 20 ng/kg.d voor zowel PFOS als PFOA en EFSA (2020), omgerekend naar 0,63 ng/kg.d voor PFOS en PFOA afzonderlijk³⁴. Voor de toetsing van de interne serumconcentraties maken we gebruik van enerzijds de HBM I en HBM II referentiewaarden (UBA, 2016; 2020) en anderzijds van de serum referentiewaarde van EFSA (2020) (Tabel 44).

Merlin-expo is een blootstellingsmodel en berekent geen risico's. Post-processing van de resultaten uit Merlin-Expo en het berekenen van de Risico Index (RI) wordt daarom extra uitgevoerd in Excel.

11.4 DOORREKENEN EXTERNE BLOOTSTELLING

Achtereenvolgens worden de resultaten besproken voor PFOS en PFOA.

11.4.1 Lineair PFOS

11.4.1.1 PFOS: Onderzoeksvraag 1: Bepaling Vlaamse lokale achtergrondblootstelling in niet PFAS-vervuilde gebieden

Scenario 1: GM x TGD + AW - Gebruik van het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden en in rekening brengen van blootstelling via commerciële voeding

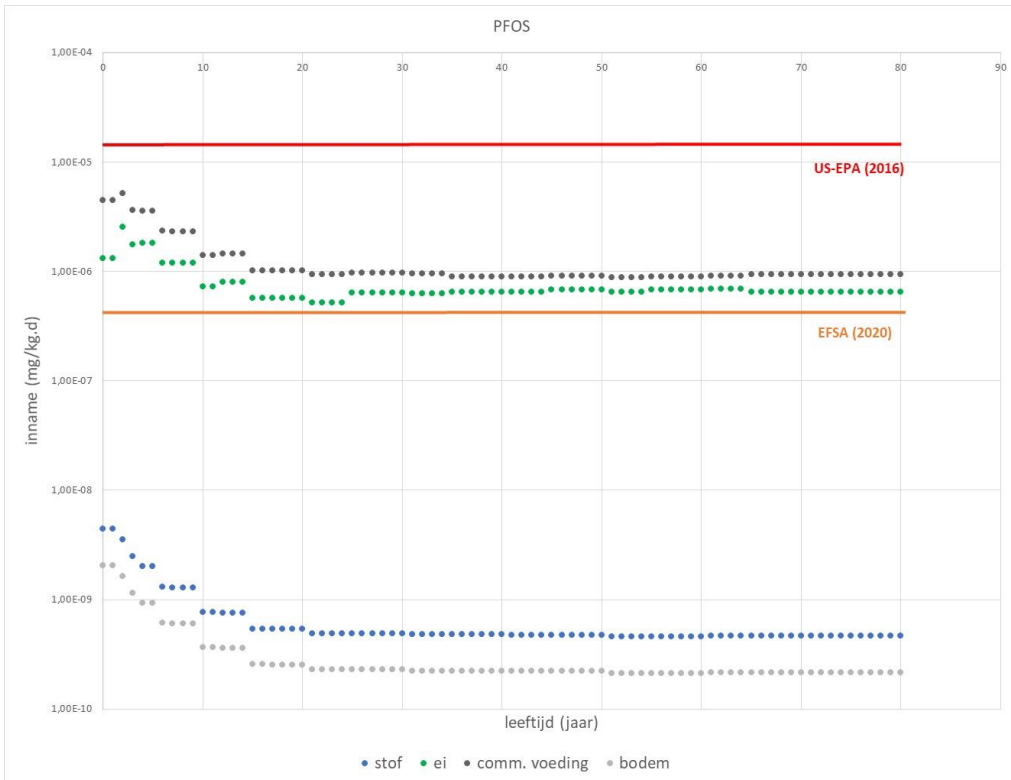
In het eerste scenario wordt zowel lokale als niet lokale (via commerciële voeding) blootstelling in rekening gebracht. Doordat we de middle bound benadering hanteren met de bijkomende restrictie dat we voor gegevensbestanden met meer dan 60% van de concentraties onder de LOQ-waarden de blootstelling als verwaarloosbaar (= 0) beschouwen, worden voor het doorrekenen van scenario 1 slechts drie locatie-specifieke blootstellingsroutes in rekening gebracht, nl. bodem, huisstof en consumptie van zelfgekweekte eieren. M.a.w. de blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin (aardappel, sla, wortel en boon) en via het drinken van putwater wordt niet meegerekend en wordt verwaarloosbaar geacht. De blootstelling via binnenhuisstof is gebaseerd op de aanname dat 4 m² stofzuigerstof overeenstemt met 1 g stof.

Omwille van het persistent karakter en de lange biologische halfwaardetijden voor PFOS (3 tot 27 jaar³⁵) beschouwen we levenslange blootstelling (80 jaar) zodat we een beeld krijgen hoe zich in de loop van de jaren een evenwicht instelt (Figuur 4).

³⁴ De TWI van EFSA (2020) bedraagt 4,4 ng/kg.d voor de som van PFOS, PFOA, PFHxS en PFNA (EFSA-4). Omgerekend naar dagbasis geeft dit 0,63 ng/kg.d voor de som van de EFSA-4. Voor de modellering werd de volledige TWI toegewezen aan één stof, dus zowel PFOS als PFOA worden getoetst aan 0,63 ng/kg.d.

³⁵ <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200-c1.pdf>

De gemiddelde berekende levenslange dagelijkse blootstelling bedraagt 2,05 ng/kg.d, waarvan respectievelijk 62,33 %, 37,62 %, 0,04 % en ~ 0 ($0,17 \times 10^{-6}$) % afkomstig zijn van de inname van commerciële voeding, zelf gekweekte eieren, binnenhuisstof en bodem.



Figuur 4: Externe blootstelling (in functie van leeftijd) aan lineair PFOS (mg/kg.d) berekend op basis van het geometrisch gemiddelde van inname van binnenhuisstof, bodem en zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne in combinatie met de blootstellingsfactoren bepaald in het TGD S-Risk en met de commerciële voeding in rekening gebracht (Logaritmische schaal). Vergelijking met referentiewaarden van US-EPA (2016) en EFSA (2020).

Op basis van het GM van de metingen en rekening houdende met commerciële voeding berekenen we een levenslang gemiddelde Risico Index RI = 3,25 wanneer we een TDI van 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) hanteren. Voor het berekenen van de RI werd de volledige TDI toegekend aan PFOS en voor de gecombineerde blootstelling via commerciële voeding en lokale bronnen. Wanneer we rekening zouden houden met het feit dat deze TDI van toepassing is op de EFSA-4 en niet enkel op PFOS, zal de RI nog stijgen. Op basis van de TDI = 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) berekenen we een RI= 0,10 wanneer we levenslange blootstelling beschouwen. Gedifferentieerd naar leeftijd berekenen we de RI opgenomen in Tabel 46.



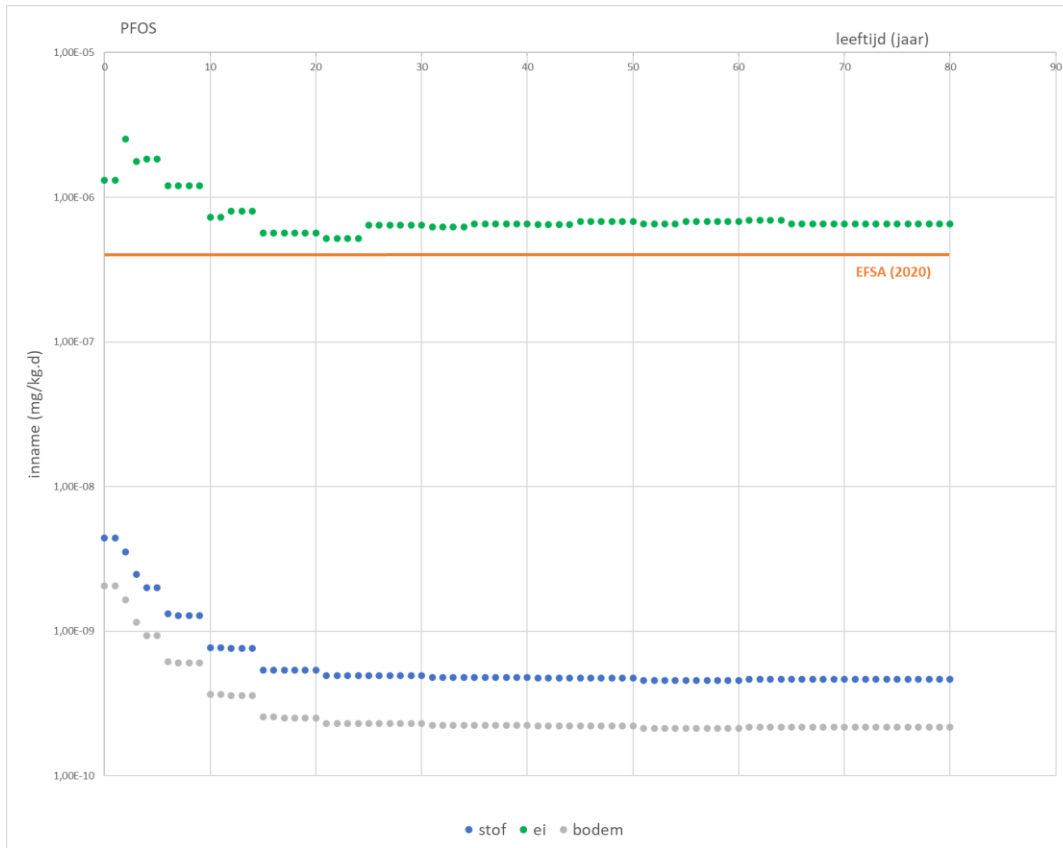
Tabel 46: Risico indexen (RI) voor de blootstelling aan lineair PFOS per leeftijdscategorie wanneer lokale (GM voor bodem, binnenhuisstof en zelf gekweekt ei uit de meetcampagne) en commerciële voeding (LB EFSA, 2012) samen in rekening worden gebracht

Leeftijd (jaar)	RI (EFSA,2020)	RI (US EPA, 2016)
1-3	10,69	0,34
3-6	8,58	0,27
6-10	5,59	0,18
10-15	3,52	0,11
15-21	2,53	0,08
21-31	2,48	0,08
31-41	2,48	0,08
41-51	2,50	0,08
51-61	2,48	0,08
>61	2,54	0,08

Op basis van scenario 1, waarbij we naast lokale routes eveneens de blootstelling via commerciële voeding voor een Vlaams referentiegebied in rekening brengen, berekenen we een potentieel risico voor alle leeftijdsklassen op basis van de TWI afgeleid door EFSA (2020). Wanneer we ons baseren op de TDI van US EPA (2016) noteren we geen overschrijdingen. De blootstelling via commerciële voeding met een aandeel van ~62 % is doorslaggevend. Van de drie lokale blootstellingsroutes waarvoor meetgegevens beschikbaar zijn, is het consumeren van zelfgekweekte eieren dominant (~38 %).

Scenario 2: GM x TGD - AW - Gebruik van het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden voor eieren, binnenhuisstof en bodem, geen rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding

Voor scenario 2 wordt enkel lokale blootstelling in rekening gebracht (Figuur 5). Voor de simulaties baseren we ons op de GM van de meetgegevens (zie Hoofdstuk 7). De blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin (aardappel, sla, wortel en boon) en via het drinken van leidingwater wordt als verwaarloosbaar geacht (op basis van het criterium > 60% van de concentraties liggen onder de LOQ). Blijven over de ingestie via binnenhuisstof, bodem en het eten van zelfgekweekte eieren. De blootstelling via binnenhuisstof is gebaseerd op de aanname dat 4 m² stofzuigerstof overeenstemt met 1 g stof.



Figuur 5: Externe levenslange blootstelling aan lineair PFOS (mg/kg.d) berekend op basis van het geometrisch gemiddelde van inname van binnenhuisstof, bodem en zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne in combinatie met de blootstellingsfactoren bepaald in het TGD S-Risk, zonder commerciële voeding in rekening te brengen (Logaritmische schaal). Vergelijking met referentiewaarden EFSA (2020).

De gemiddelde berekende levenslange blootstelling aan PFOS via lokale bronnen bedraagt 0,77 ng/kg.d, waarvan respectievelijk 99,86 %, 0,09 % en 0,04 % afkomstig zijn van de inname van zelf gekweekte eieren, binnenhuisstof en bodem. Op basis van deze gemiddelde levenslange blootstelling berekenen we een Risico Index $RI = 1,22$ wanneer we een TDI van 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) hanteren en we levenslange blootstelling uitmiddelen. Voor het berekenen van de RI werd de volledige TDI toegekend aan PFOS. Wanneer we rekening zouden houden met het feit dat deze TDI van toepassing is op de EFSA-4 en niet enkel op PFOS, zal de RI nog stijgen. Op basis van de TDI van 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) berekenen we een $RI = 0,04$ wanneer we levenslange blootstelling beschouwen.

Vermits vrijwel de volledige blootstelling toe te schrijven is aan zelfgekweekte eieren en wanneer we aannemen dat 1 ei 50 g weegt, kunnen we de blootstelling berekend met het TGD S-Risk omrekenen naar het aantal eieren dat per dag kan genuttigd worden zonder dat dit een potentieel risico voor de gezondheid met zich meebrengt, hierbij wordt echter geen rekening gehouden dat mensen ook via andere zelf geteelde voeding en via



commerciële voeding blootgesteld worden. De resultaten gedifferentieerd naar leeftijd en zowel op basis van de gezondheidkundige grenswaarden van EFSA en US-EPA zijn samengevat in Tabel 47.

Tabel 47: Risico indexen (RI) per leeftijdscategorie voor blootstelling aan lineair PFOS wanneer we de blootstelling van de lokale consumptie van eieren in rekening brengen met een concentratie in eieren gelijk aan het GM uit de statistische berekeningen. Hierbij werd enkel rekening gehouden met blootstelling via eieren en niet via andere voeding of de ingestie van bodem.

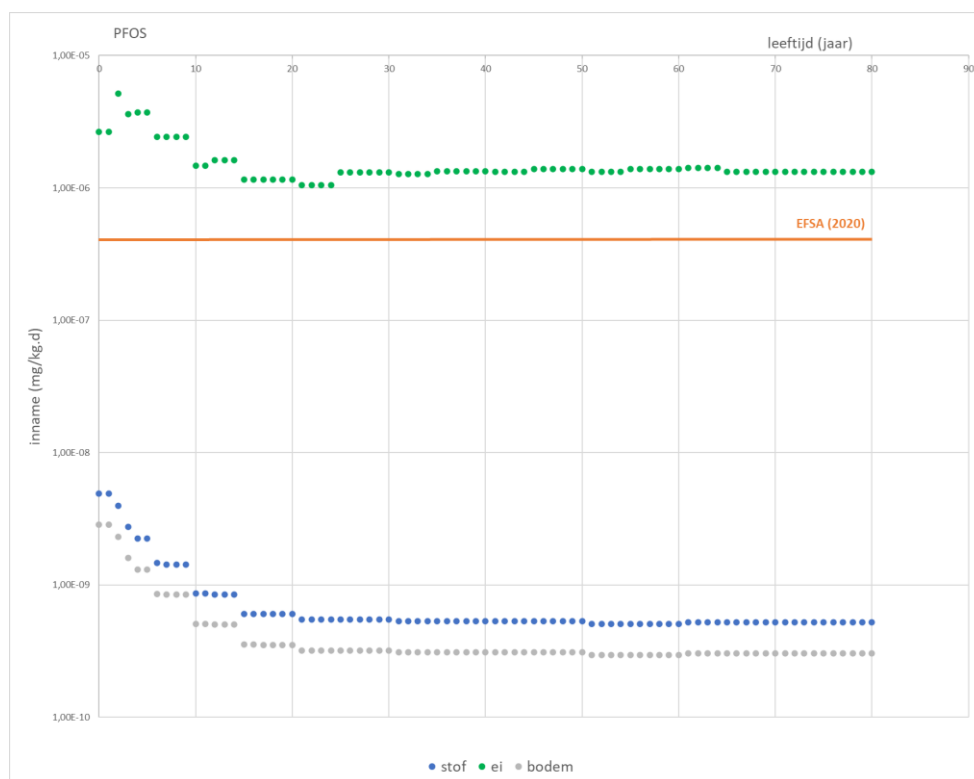
Leeftijd (jaar)	RI (EFSA,2020)	RI (US EPA, 2016)				
	1 ei/d	1 ei/d	2 ei/d	3 ei/d	4 ei/d	5 ei/d
1-3	10,15	0,32	0,64	0,96	1,28	1,60
3-6	5,01	0,16	0,32	0,47	0,63	0,79
6-10	3,18	0,10	0,20	0,30	0,40	0,50
10-15	2,07	0,07	0,13	0,20	0,26	0,33
15-21	1,36	0,04	0,09	0,13	0,17	0,21
21-31	1,16	0,04	0,07	0,11	0,15	0,18
31-41	1,19	0,04	0,07	0,11	0,15	0,19
41-51	1,18	0,04	0,07	0,11	0,15	0,19
51-61	1,13	0,04	0,07	0,11	0,14	0,18
>61	1,19	0,04	0,07	0,11	0,15	0,19

Wanneer we enkel lokale blootstelling in rekening brengen waarvoor we over significante meetgegevens beschikken, m.a.w. voor bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren, blijkt het aandeel van het consumeren van eieren dominant (~99,8%). Wanneer we de levenslange blootstelling op basis van de GM-concentraties uit de meetcampagne uit het referentiegebied omrekenen naar een dagelijkse consumptie van een aantal eieren waarvoor geen potentieel risico voor de gezondheid optreedt, blijkt dat voor alle leeftijdscategorieën het consumeren van 1 ei/dag volstaat om de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA (2020) te overschrijden. Op basis van de TDI afgeleid door US-EPA (2016) noteren we overschrijdingen voor de 1 - < 3-jarigen vanaf 4 eieren/dag. Voor 15 -<21-jarigen, de leeftijdscategorie die centraal staat in deze studie, berekenen we geen overschrijdingen op basis van de US-EPA referentiewaarde bij een maximum van 5 eieren per dag. Deze risico-indexen houden – zoals eerder vermeld – geen rekening met andere orale blootstelling dan deze via zelfgekweekte eieren.

Scenario 3: P75 x TGD - AW - Gebruik van de P75 concentratie van de meetwaarden, geen rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding

Voor scenario 3 wordt enkel lokale blootstelling in rekening gebracht maar in tegenstelling tot scenario 2 baseren we ons op de P75 waarden van de meetgegevens (Figuur 6). De blootstelling via het eten van groenten

uit eigen moestuin (aardappel, sla, wortel en boon) en via het drinken van leidingwater wordt als verwaarloosbaar geacht (op basis van het criterium > 60% van de concentraties liggen onder de LOQ). Blijven over de ingestie via binnenhuisstof, bodem en het eten van eieren. De blootstelling via binnenhuisstof is gebaseerd op de aanname dat 4 m² stofzuigerstof overeenstemt met 1 g binnenhuisstof.



Figuur 6: Externe levenslange blootstelling aan lineair PFOS (mg/kg.d) berekend op basis de P75 gemeten concentraties in bodem, binnenhuisstof en zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne in combinatie met de blootstellingsfactoren bepaald in het TGD S-Risk, zonder commerciële voeding in rekening te brengen (Logaritmische schaal). Vergelijking met referentiewaarden van EFSA (2020).

De gemiddelde berekende levenslange blootstelling bedraagt 1,57 ng/kg.d, waarvan respectievelijk 99,9 %, 0,05 % en 0,03 % afkomstig zijn van de inname van zelf gekweekte eieren, binnenhuisstof en bodem. Op basis van deze gemiddelde levenslange blootstelling berekenen we een Risico Index van RI = 2,49 wanneer we een TDI van 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) hanteren en we levenslange blootstelling uitmiddelen. Op basis van de TDI van 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) berekenen we een RI= 0,08 wanneer we levenslange blootstelling beschouwen.

Vermits vrijwel de volledige blootstelling toe te schrijven is aan zelfgekweekte eieren en wanneer we aannemen dat 1 ei 50 g weegt, kunnen we het blootstellingsregime dat gehanteerd wordt in het TGD S-Risk omrekenen naar het aantal eieren dat per dag kan genuttigd worden zonder dat dit een potentieel risico voor de gezondheid



met zich meebrengt, hierbij wordt echter geen rekening gehouden dat mensen ook via andere zelf geteelde voeding en via commerciële voeding blootgesteld worden. De resultaten gedifferentieerd naar leeftijd en zowel op basis van de gezondheidkundige grenswaarden van EFSA en US-EPA zijn samengevat in Tabel 48.

Tabel 48: Risico indexen (RI) per leeftijdscategorie voor de blootstelling aan lineair PFOS wanneer we de blootstelling van de lokale consumptie van eieren in rekening brengen met een concentratie in eieren gelijk aan het P75 uit de statistische berekeningen. Hierbij werd enkel rekening gehouden met blootstelling via eieren en niet via andere voeding of de ingestie van bodem.

Leeftijd (jaar)	RI (EFSA,2020)	RI (US EPA, 2016)				
	1 ei/d	1 ei/d	2 ei/d	3 ei/d	4 ei/d	5 ei/d
1-3	20,62	0,65	1,30	1,95	2,60	3,25
3-6	10,17	0,32	0,64	0,96	1,28	1,60
6-10	6,46	0,20	0,41	0,61	0,81	1,02
10-15	4,21	0,13	0,27	0,40	0,53	0,66
15-21	2,77	0,09	0,17	0,26	0,35	0,44
21-31	2,35	0,07	0,15	0,22	0,30	0,37
31-41	2,41	0,08	0,15	0,23	0,30	0,38
41-51	2,40	0,08	0,15	0,23	0,30	0,38
51-61	2,30	0,07	0,15	0,22	0,29	0,36
>61	2,42	0,08	0,15	0,23	0,30	0,38

Wanneer we enkel lokale blootstelling in rekening brengen waarvoor we over significante meetgegevens beschikken, m.a.w. voor bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren, blijkt het aandeel via de consumptie van eieren dominant (~99,9%). Wanneer we de levenslange blootstelling op basis van de P75 concentratie uit de meetcampagne omrekenen naar een dagelijkse consumptie van een aantal eieren waarvoor geen potentieel risico voor de gezondheid optreedt, blijkt dat voor alle leeftijdscategorieën het consumeren van 1 ei/dag volstaat om de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA (2020) te overschrijden.

Op basis van de TDI afgeleid door US-EPA (2016) noteren we overschrijdingen voor de 1 -<3-jarigen vanaf 2 eieren/dag. Voor de 3-<6-jarigen en de 6-<10-jarigen vormt het eten van respectievelijk 4 en 5 eieren/d een potentieel risico voor de gezondheid. Voor 15 -<21-jarigen, de leeftijdscategorie die centraal staat in deze studie, berekenen we geen overschrijdingen op basis van de US-EPA referentiewaarde. Deze risico-indexen houden – zoals eerder vermeld – geen rekening met andere orale blootstelling dan deze via zelfgekweekte eieren.

11.4.1.2 PFOS: Onderzoeksvraag 2: Relatieve bijdrage producten uit eigen kweek

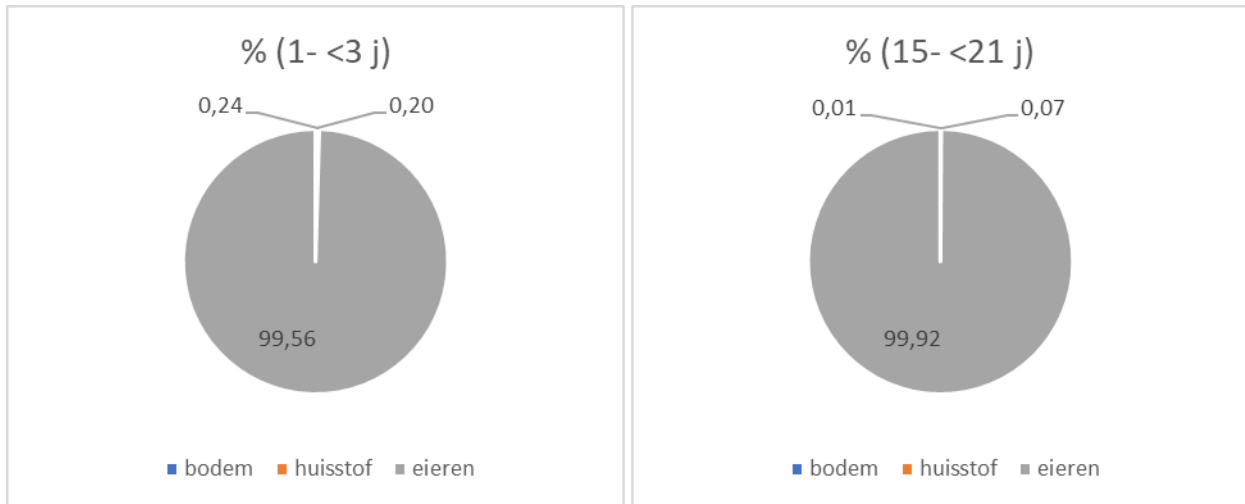
Puntschattingen voor de lokale blootstelling aan PFOS via bodem, binnenhuisstof en eieren

Aanvankelijk was het de bedoeling om de bijdrage van alle lokale orale blootstellingsroutes te bepalen in en om de woning in een niet-PFAS vervuilde zone. Door het grote aantal concentraties lager dan de LOQ voor groenten kunnen we de bijdrage van het consumeren van groenten uit eigen moestuin niet begroten en worden uiteindelijk slechts 3 routes (ingestie van bodem, binnenhuisstof en consumptie van eieren) in meer detail bekeken. Hierbij dient bovendien te worden opgemerkt dat de gegevens voor binnenhuisstof onzeker zijn en mogelijk een onderschatting vormen van de reële blootstelling omdat we veronderstellen dat het bemonsteren van 4 m² hard oppervlak met de stofzuiger overeenstemt met het collecteren van 1 g binnenhuisstof. Verder baseren we ons enkel op de resultaten van lineaire PFOS- en lineaire PFOA-verbindingen, en niet op de vertakte componenten. Ook wordt er geen rekening gehouden met de blootstelling via commerciële voeding. Al deze aspecten maken dat de resultaten van de modellering louter indicatief zijn voor wat we aan lokale blootstelling kunnen verwachten.

De puntschattingen zijn gebaseerd op de individuele meetwaarden en worden uitgevoerd voor zowel 1 - < 3-jarigen (meest gevoelige groep) en 15 - < 21-jarigen, focus van deze meetcampagne. Voor deze simulaties wordt geen rekening gehouden met de blootstelling via commerciële voeding. Voor beide groepen berekenen we op basis van de drie beschouwde routes (oraal via binnenhuisstof, bodem en zelf gekweekte eieren) een totale leeftijdsgerelateerde blootstelling van respectievelijk 2,04 ng/kg.d en 0,88 ng/kg.d. Getoetst aan de TDI afgeleid door US-EPA (20 ng/kg.d) leidt dit niet tot een potentieel risico. In tegenstelling hiermee berekenen we op basis van de TWI afgeleid door EFSA (4,4 ng/kg.w voor de EFSA-4) telkens een RI >1.

De relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes varieert nauwelijks per leeftijdscategorie omdat de blootstelling via ei veruit dominant is (> 99,5 %) (Figuur 7). Door het dominant karakter van de blootstelling via ei heeft het geen zin Monte Carlo simulaties uit te voeren voor de gecombineerde blootstelling aan bodem, binnenhuisstof en eieren vermits de onzekerheid op de consumptie en de concentratie in eieren de volledige spreiding op de blootstelling bepalen.





Figuur 7: Relatieve bijdrage van drie lokale blootstellingsroutes aan de totale blootstelling aan (lineair) PFOS voor 1 - < 3 jarigen (links) en 15 - < 21 jarigen (rechts).

Puntschattingen voor de blootstellingsroute via eieren

Omdat de inname van PFOS via eieren gedocumenteerd wordt als één van de belangrijkste blootstellingsroutes (Kowalczyk et al., 2020), bekijken we deze route in meer detail. Er worden zowel puntschattingen als probabilistische berekeningen uitgevoerd. Voor de puntschattingen maken we gebruik van de individuele meetgegevens voor alle 19 afzonderlijk bemonsterde locaties uit de meetcampagne gecombineerd met de leeftijdsgelateerde inname van eieren uit de TGD van S-Risk (Tabel 49). Om de spreiding te documenteren berekenen we naast de gemiddelde waarde eveneens de P75, en de minimaal en maximaal berekende blootstelling na de consumptie van 1 ei.

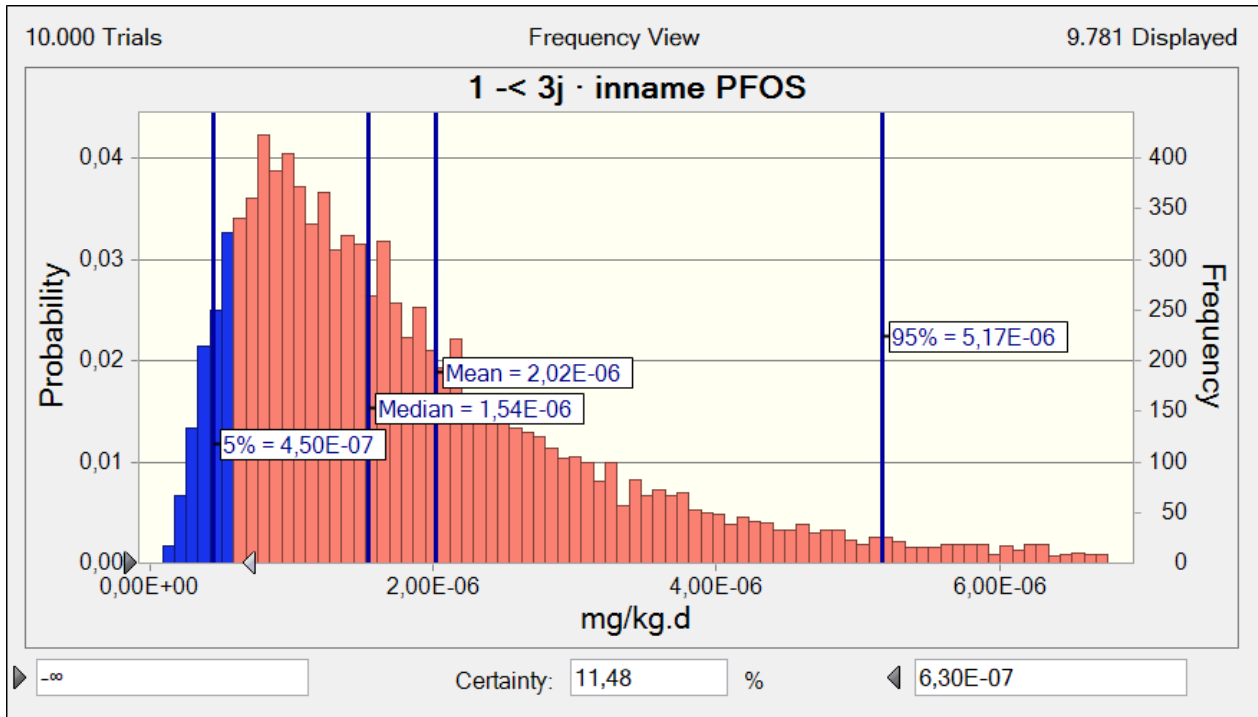
De resultaten van de puntschattingen voor blootstelling via eieren uit eigen kippenren staan samengevat in Tabel 49. De hoogste gemiddelde blootstelling van 2,75 ng/kg.d wordt genoteerd voor 3 - < 6-jarigen gevolgd door 2,04 ng/kg.d voor 1 - < 3-jarigen. De EFSA (2020) gezondheidkundige grenswaarde wordt voor alle leeftijdsklassen overschreden. In tegenstelling hiermee vormt de consumptie van eieren nergens een potentieel risico wanneer we refereren aan de TDI van US-EPA.

Tabel 49: Punt-schattingen voor de blootstelling aan lineair PFOS op basis van de leeftijdsafhankelijke consumptie van eieren uit S-Risk (ng/kg.d). De waarden aangeduid in rood overschrijden de TWI afgeleid door EFSA (2020).

leeftijd	gemiddelde	P75	min	max
1 -< 3	2,04	2,66	0,12	6,16
3 -< 6	2,75	3,59	0,16	8,32
6 -< 10	1,87	2,44	0,11	5,65
10 -< 15	1,13	1,47	0,068	3,41
15 -< 21	0,88	1,15	0,053	2,67
21 -< 31	1,00	1,30	0,060	3,02
41 -< 51	1,06	1,38	0,063	3,20

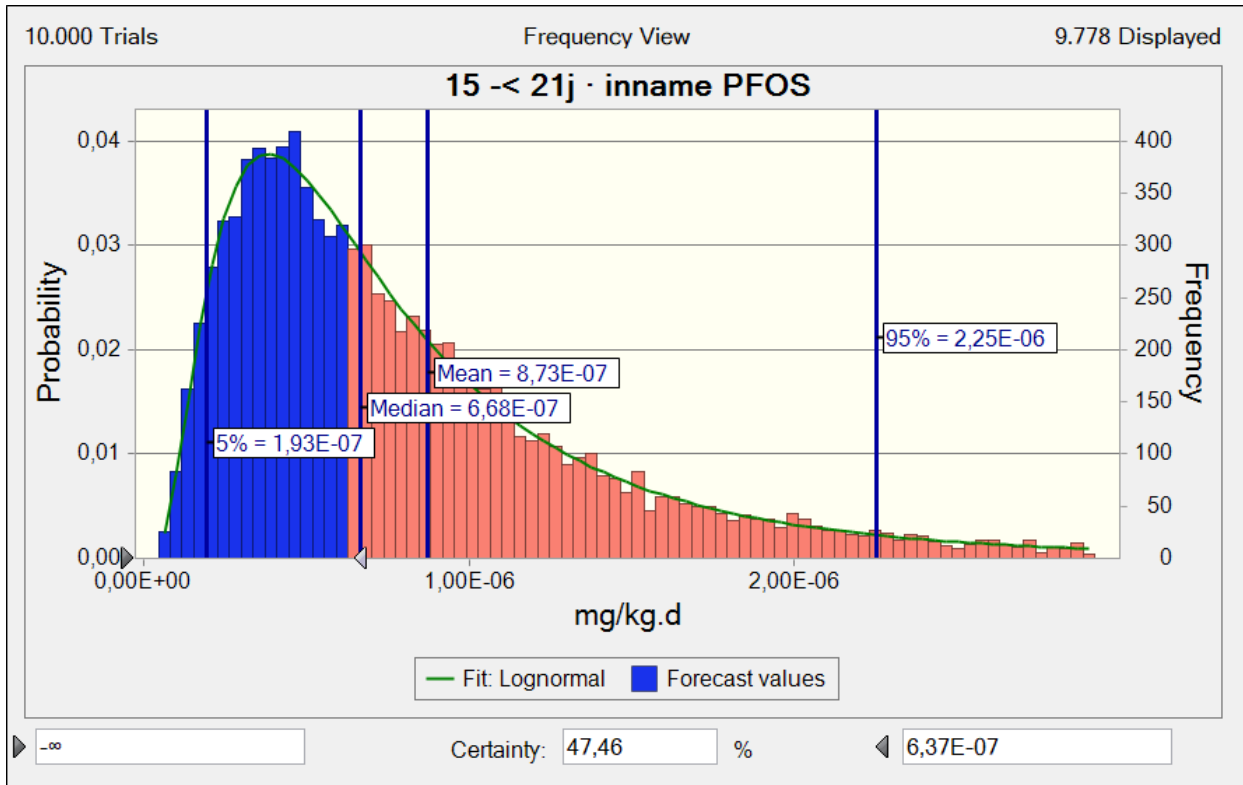
Probabilistische blootstellingsanalyses voor de blootstellingsroute via eieren

Enkel de blootstelling via eieren wordt voor deze simulaties in rekening gebracht. Blootstelling via binnenhuisstof en bodem wordt niet beschouwd. Voor deze simulaties wordt zowel de spreiding op de meetwaarden voor eieren als de onzekerheid op de leeftijdsgerelateerde inname van eieren in rekening gebracht. De geschatte blootstelling is weergegeven in Figuur 8. De kansverdeling op de blootstelling aan lineair PFOS voor 1 - < 3-jarigen wordt gekenmerkt door een gemiddelde blootstelling van 2,02 ng/kg.d, een P5 van 0,45 ng/kg.d en een P95 van 5,17 ng/kg.d. De TDI van US-EPA (20 ng/kg.d) wordt voor deze leeftijdscategorie voor de aangenomen assumpties niet overschreden. Slechts 11,48 % van de 1 - < 3-jarigen wordt blootgesteld aan een dosis lager dan 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) als de gezondheidkundige grenswaarde.



Figuur 8: Kansverdeling van de blootstelling aan lineair PFOS (mg/kg.d) voor 1-<3 jarigen op basis van gemiddelde meetwaarden in eieren uit de meetcampagne met inbegrip van bijhorende statistische descriptoren (P5, mediaan, gemiddelde en P95). (Het percentage van waarnemingen > $6,3 \times 10^{-7}$ mg/kg.d wordt in het rood aangeduid)

Voor de simulaties voor de 15 - < 21-jarigen wordt eveneens zowel de onzekerheid op de leeftijdsgerelateerde inname van zelfgekweekte eieren als de spreiding op de meetgegevens voor eieren in rekening gebracht. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 9. De kansverdeling op de blootstelling aan PFOS voor 15 - < 21 jarigen wordt gekenmerkt door gemiddelde blootstelling van 0,87 ng/kg.d, een P5 van 0,19 ng/kg.d en een P95 van 2,25 ng/kg.d. De TDI van US-EPA (20 ng/kg.d) wordt voor deze leeftijdscategorie voor de aangenomen assumpties niet overschreden. Onder gegeven assumpties wordt ~52 % 15 - < 21-jarigen blootgesteld aan een orale PFOS dosis > dan de TDI van 0,63 ng/kg.d afgeleid door EFSA (2020).



Figuur 9: Kansverdeling van de blootstelling aan lineair PFOS (mg/kg.d) voor 15-<21 jarigen op basis van gemiddelde meetwaarden in eieren uit de meetcampagne met inbegrip van bijhorende statistische descriptoren (P5, mediaan, gemiddelde en P95). (Het percentage van waarnemingen > $6,3 \times 10^{-7}$ mg/kg.d wordt in het rood aangeduid)

11.4.2 Lineair PFOA

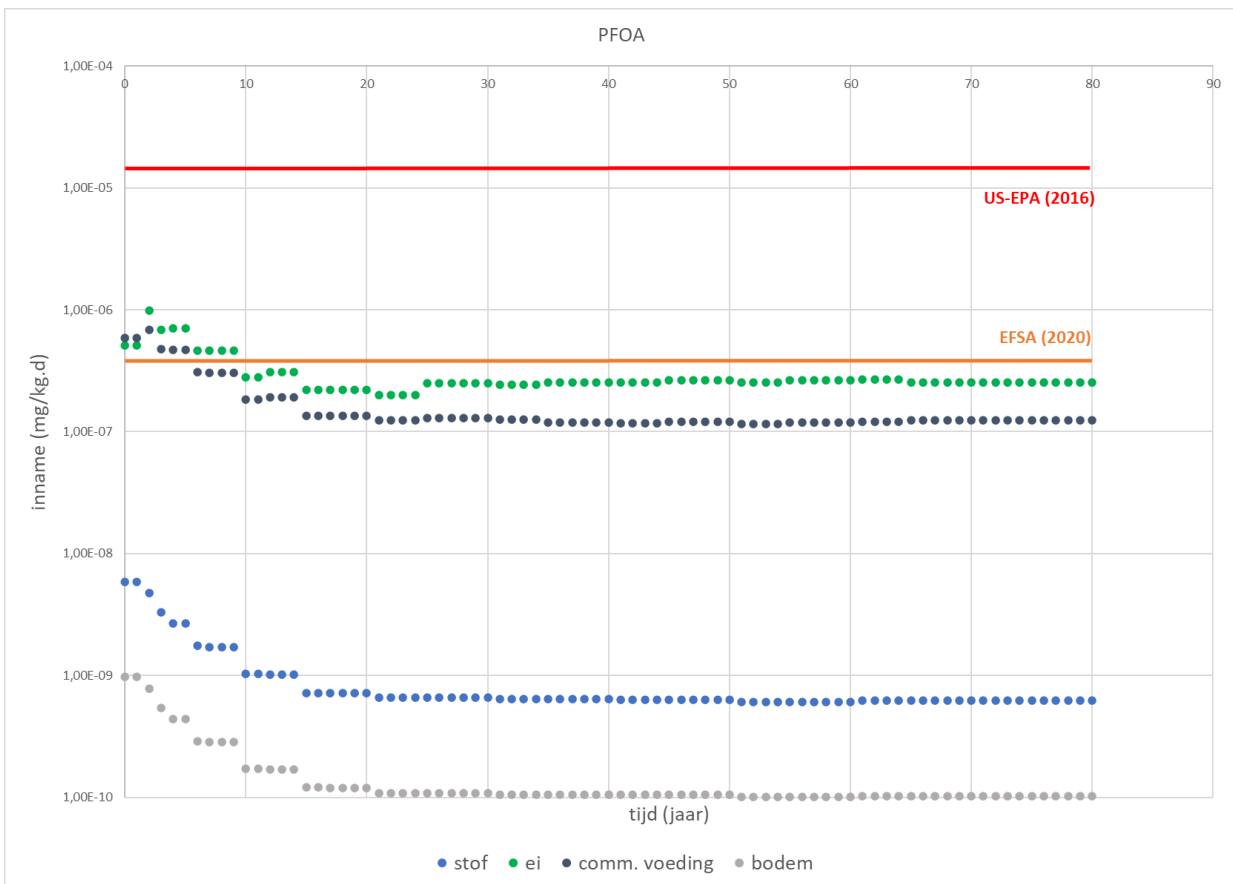
11.4.2.1 PFOA: Onderzoeksvraag 1: Bepaling Vlaamse lokale achtergrondblootstelling in niet PFAS- vervuilde gebieden

[Scenario 1: GM x TGD + AW- Gebruik van het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden en in rekening brengen van blootstelling via commerciële voeding](#)

In het eerste scenario wordt zowel lokale als niet lokale (via commerciële voeding) blootstelling in rekening gebracht (Figuur 10). Doordat we de middle bound benadering hanteren met de bijkomende restrictie dat we voor gegevensbestanden met meer dan 60% van de concentraties onder de LOQ-waarden de blootstelling als verwaarloosbaar (= 0) beschouwen, worden voor het doorrekenen van scenario 1 slechts drie locatie-specifieke blootstellingsroutes in rekening gebracht, nl. bodem, huisstof en consumptie van zelfgekweekte eieren. M.a.w.

de blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin (aardappel, sla, wortel en boon) en via het drinken van leidingwater wordt niet meegerekend.

De blootstelling via binnenhuisstof is gebaseerd op de aanname dat 4 m² stofzuigerstof overeenstemt met 1 g binnenhuisstof. Omwille van het persistent karakter en de lange biologische halfwaardetijden voor PFOA (2,1 - 10,1 jaar³⁶) beschouwen we levenslange blootstelling (80 jaar) zodat we een beeld krijgen hoe zich in de loop van de jaren een evenwicht instelt.



Figuur 10: Externe levenslange blootstelling aan lineair PFOA (mg/kg.d) berekend op basis van de geometrisch gemiddelde van inname van binnenhuisstof, bodem en zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne in combinatie met de blootstellingsfactoren bepaald in het TGD S-Risk en met commerciële voeding in rekening gebracht (Logaritmische schaal). Vergelijking met referentiewaarden van US-EPA (2016) en EFSA (2020).

³⁶ <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200-c1.pdf>

De gemiddelde berekende levenslange blootstelling bedraagt 0,47 ng/kg.d, waarvan respectievelijk 36,0 %, 63,8 %, 0,2) % en ~ 0 ($3,41 \times 10^{-6}$) % afkomstig zijn van de inname van commerciële voeding, zelf gekweekte eieren, binnenhuisstof en bodem.

Op basis van het GM van de metingen en rekening houdende met commerciële voeding berekenen we een levenslang gemiddelde Risico Index RI = 0,74 wanneer we een TDI van 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) hanteren. Op basis van de TDI = 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) berekenen we een RI= 0,02 wanneer we levenslange blootstelling beschouwen. Gedifferentieerd naar leeftijd berekenen we de RI opgenomen in Tabel 50.

Tabel 50: Risico indexen (RI) per leeftijdscategorie voor de blootstelling aan lineair PFOA wanneer lokale (GM voor bodem, binnenhuisstof en zelf gekweekt ei) en commerciële voeding (LB EFSA, 2012) samen in rekening worden gebracht

Leeftijd (jaar)	RI (EFSA,2021)	RI (US EPA, 2016)
1-3	2,20	0,07
3-6	1,88	0,06
6-10	1,23	0,04
10-15	0,78	0,02
15-21	0,56	0,02
21-31	0,57	0,02
31-41	0,59	0,02
41-51	0,60	0,02
51-61	0,60	0,02
>61	0,60	0,02

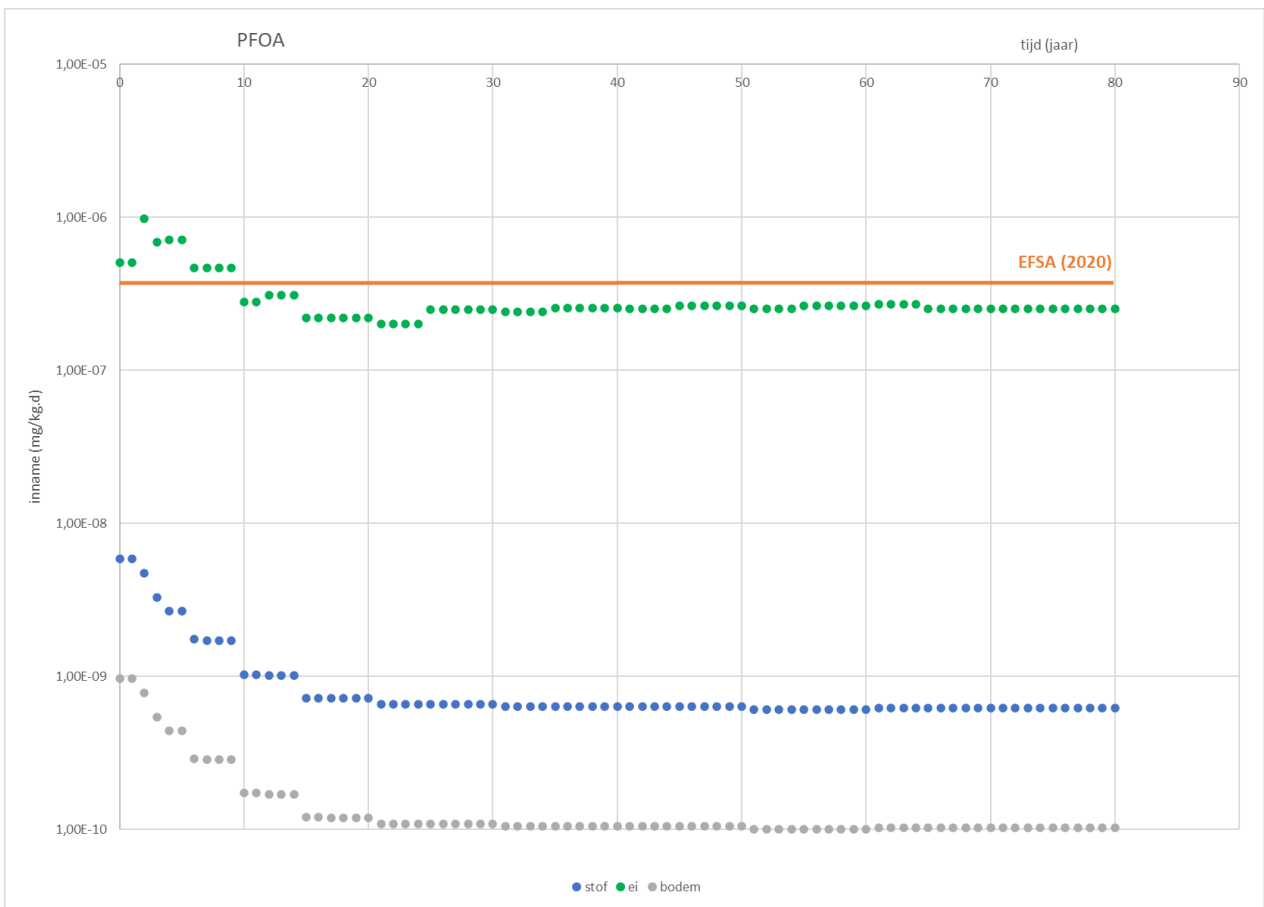
Uit Tabel 50 blijkt dat op basis van een geschatte achtergrondblootstelling voor een Vlaams referentiegebied we een potentieel risico berekenen voor de drie jongste leeftijdsklassen op basis van de TWI afgeleid door EFSA (2020) (4,4 ng/kg.w voor de EFSA-4). Wanneer we ons baseren op de TDI van US EPA (2016) (20 ng/kg.d) noteren we geen overschrijdingen voor geen enkele leeftijdsklasse. De achtergrondblootstelling via commerciële voeding met een aandeel van $\sim 36\%$ is ondergeschikt aan de consumptie van eieren ($\sim 64\%$). De overige twee lokale blootstellingsroutes (bodem en stof) zijn nagenoeg verwaarloosbaar.

Scenario 2: GM x TGD - AW- Gebruik van het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden voor eieren, binnenhuisstof en bodem, geen rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding

Voor scenario 2 wordt enkel lokale blootstelling in rekening gebracht (Figuur 11). De simulaties onder dit scenario zijn gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de meetgegevens (zie Hoofdstuk Statistiek). De blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin (aardappel, sla, wortel en boon) en via het drinken



van leidingwater wordt als verwaarloosbaar geacht (op basis van het criterium > 60% van de concentraties liggen onder de LOQ). Blijven over de ingestie via binnenhuisstof, bodem en het eten van zelfgekweekte eieren. De blootstelling via binnenhuisstof is gebaseerd op de aanname dat 4 m² stofzuigerstof overeenstemt met 1 g binnenhuisstof.



Figuur 11: Externe levenslange blootstelling aan lineair PFOA (mg/kg.d) berekend op basis van het geometrisch gemiddelde van inname van binnenhuisstof, bodem en zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne in combinatie met de blootstellingsfactoren bepaald in het TGD S-Risk, zonder commerciële voeding in rekening te brengen (Logaritmische schaal)

De gemiddelde berekende levenslange blootstelling bedraagt 0,3 ng/kg.d, waarvan respectievelijk 99,62 %, 0,32 % en 0,05 % afkomstig zijn van de inname van zelf gekweekte eieren, binnenhuisstof en bodem. Op basis van deze gemiddelde levenslange blootstelling berekenen we een Risico Index RI = 0,48 wanneer we een TDI van 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) hanteren en we levenslange blootstelling uitmiddelen. Op basis



van de TDI van 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) berekenen we een RI= 0,02 wanneer we levenslange blootstelling beschouwen.

Vermits vrijwel de volledige blootstelling toe te schrijven is aan zelfgekweekte eieren en wanneer we aannemen dat 1 ei 50 g weegt, kunnen we de blootstelling gebaseerd op het TGD S-Risk omrekenen naar het aantal eieren dat per dag kan genuttigd worden zonder dat dit een potentieel risico voor de gezondheid met zich meebrengt, hierbij wordt echter geen rekening gehouden dat mensen ook via andere zelf geteelde voeding en via commerciële voeding blootgesteld worden. De resultaten gedifferentieerd naar leeftijd en zowel op basis van de gezondheidkundige grenswaarden van EFSA en US-EPA zijn samengevat in Tabel 51.

Tabel 51: Risico indexen (RI) per leeftijdscategorie voor blootstelling aan lineair PFOA wanneer we de blootstelling van de lokale consumptie van eieren in rekening brengen met een concentratie in eieren gelijk aan het GM uit de statistische berekeningen. Hierbij werd enkel rekening gehouden met blootstelling via eieren en niet via andere voeding of de ingestie van bodem.

Leeftijd (jaar)	RI (EFSA,2020)	RI (US EPA, 2016)				
	1 ei/d	1 ei/d	2 ei/d	3 ei/d	4 ei/d	5 ei/d
1-3	3,94	0,12	0,25	0,37	0,50	0,62
3-6	1,94	0,06	0,12	0,18	0,24	0,31
6-10	1,23	0,04	0,08	0,12	0,16	0,19
10-15	0,80	0,03	0,05	0,08	0,10	0,13
15-21	0,53	0,02	0,03	0,05	0,07	0,08
21-31	0,45	0,01	0,03	0,04	0,06	0,07
31-41	0,46	0,01	0,03	0,04	0,06	0,07
41-51	0,46	0,01	0,03	0,04	0,06	0,07
51-61	0,44	0,01	0,03	0,04	0,06	0,07
>61	0,46	0,01	0,03	0,04	0,06	0,07

Wanneer we enkel lokale blootstelling in rekening brengen waarvoor we over significante meetgegevens beschikken, m.a.w. voor bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren, blijkt het aandeel van het consumeren van eieren dominant (~99,6%). Wanneer we de levenslange blootstelling op basis van de GM uit de meetcampagne uit het referentiegebied omrekenen naar een dagelijkse consumptie van een aantal eieren waarvoor geen potentieel risico voor de gezondheid optreedt, blijkt dat voor de leeftijdscategorieën <10 jaar het consumeren van 1 ei/dag volstaat om de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA (2020) te overschrijden.

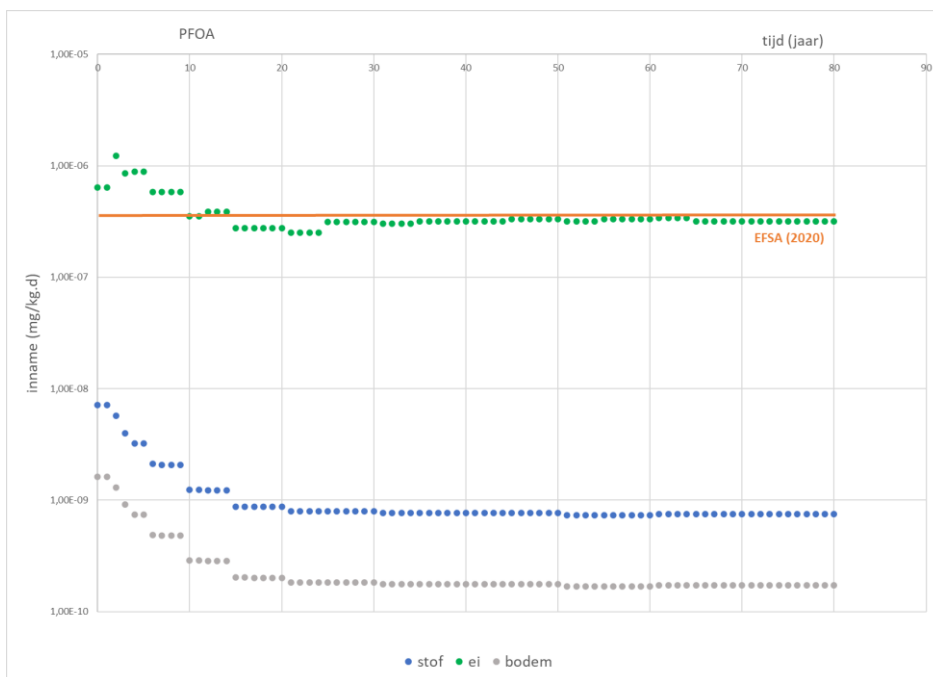
Op basis van de TDI afgeleid door US-EPA (2016) noteren we overschrijdingen voor de 1 - < 3-jarigen vanaf 9 eieren/dag. Voor 15 - < 21-jarigen, de leeftijdscategorie die centraal staat in deze studie, berekenen we geen overschrijdingen noch op basis van de EFSA, noch op basis van de US-EPA referentiewaarde bij een maximum



van 10 eieren per dag. Deze risico-indexen houden – zoals eerder vermeld – geen rekening met andere orale blootstelling dan deze via zelfgekweekte eieren.

Scenario 3: P75 x TGD – AW - Gebruik van de P75 concentratie van de meetwaarden, geen rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding

Voor scenario 3 wordt enkel lokale blootstelling in rekening gebracht maar in tegenstelling tot scenario 2 baseren we ons op de P75 waarden van de meetgegevens (Figuur 12). De blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin (aardappel, sla, wortel en boon) en via het drinken van leidingwater wordt als verwaarloosbaar geacht (op basis van het criterium > 60% van de concentraties liggen onder de LOQ-waarden). Blijven over de ingestie via binnenhuisstof, bodem en het eten van eieren. De blootstelling via binnenhuisstof is gebaseerd op de aanname dat 4 m² stofzuigerstof overeenstemt met 1 g binnenhuisstof.



Figuur 12: Externe levenslange blootstelling aan lineair PFOA (mg/kg.d) berekend op basis van de P75 gemeten concentraties in bodem, binnenhuisstof en zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne in combinatie met de blootstellingsfactoren bepaald in het TGD S-Risk, zonder commerciële voeding in rekening te brengen (Logaritmische schaal)

De gemiddelde berekende levenslange blootstelling bedraagt 0,38 ng/kg.d, waarvan respectievelijk 99,62 %, 0,31 % en 0,07 % afkomstig zijn van de inname van zelf gekweekte eieren, binnenhuisstof en bodem. Op basis van deze gemiddelde levenslange blootstelling berekenen we een Risico Index van RI = 0,6 wanneer we een TDI

van 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) hanteren en we levenslange blootstelling uitmiddelen. Op basis van de TDI van 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) berekenen we een RI= 0,02 wanneer we levenslange blootstelling beschouwen.

Vermits vrijwel de volledige blootstelling toe te schrijven is aan zelfgekweekte eieren en wanneer we aannemen dat 1 ei 50 g weegt, kunnen we het blootstellingsregime dat gehanteerd wordt in het TGD S-Risk omrekenen naar het aantal eieren dat per dag kan genuttigd worden zonder dat dit een potentieel risico voor de gezondheid met zich meebrengt, hierbij wordt echter geen rekening gehouden dat mensen ook via andere zelf geteelde voeding en via commerciële voeding blootgesteld worden. De resultaten gedifferentieerd naar leeftijd en zowel op basis van de gezondheidkundige grenswaarden van EFSA en US-EPA zijn samengevat in Tabel 52.

Tabel 52: Risico indexen (RI) per leeftijdscategorie voor de blootstelling aan lineair PFOA wanneer we de blootstelling van de lokale consumptie van eieren in rekening brengen met een concentratie in eieren gelijk aan het P75 uit de statistische berekeningen. Hierbij werd enkel rekening gehouden met blootstelling via eieren en niet via andere voeding of de ingestie van bodem.

Leeftijd (jaar)	RI (EFSA,2020)	RI (US EPA, 2016)				
	1 ei/d	1 ei/d	2 ei/d	3 ei/d	4 ei/d	5 ei/d
1-3	4,94	0,16	0,31	0,47	0,62	0,78
3-6	2,43	0,08	0,15	0,23	0,31	0,38
6-10	1,55	0,05	0,10	0,15	0,19	0,24
10-15	1,01	0,03	0,06	0,10	0,13	0,16
15-21	0,66	0,02	0,04	0,06	0,08	0,10
21-31	0,56	0,02	0,04	0,05	0,07	0,09
31-41	0,58	0,02	0,04	0,05	0,07	0,09
41-51	0,57	0,02	0,04	0,05	0,07	0,09
51-61	0,55	0,02	0,03	0,05	0,07	0,09
>61	0,58	0,02	0,04	0,05	0,07	0,09

Wanneer we enkel lokale blootstelling in rekening brengen waarvoor we over significante meetgegevens beschikken, m.a.w. voor bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren, blijkt het aandeel via de consumptie van eieren dominant (~99,6%). Wanneer we de levenslange blootstelling op basis van de P75 uit de meetcampagne omrekenen naar een dagelijkse consumptie van een aantal eieren waarvoor geen potentieel risico voor de gezondheid optreedt, blijkt dat voor alle leeftijdscategorieën < 15 jaar het consumeren van 1 ei/dag volstaat om de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA (2020) te overschrijden. Op basis van de TDI afgeleid door US-EPA (2016) noteren we overschrijdingen voor de 1 - < 3-jarigen vanaf 7 eieren/dag. Voor 15 - < 21-jarigen, de leeftijdscategorie die centraal staat in deze studie, berekenen we geen overschrijdingen op basis van noch de EFSA noch de US-EPA referentiewaarde.



11.4.2.2 PFOA: Onderzoeksvraag 2: Relatieve bijdrage producten uit eigen kweek

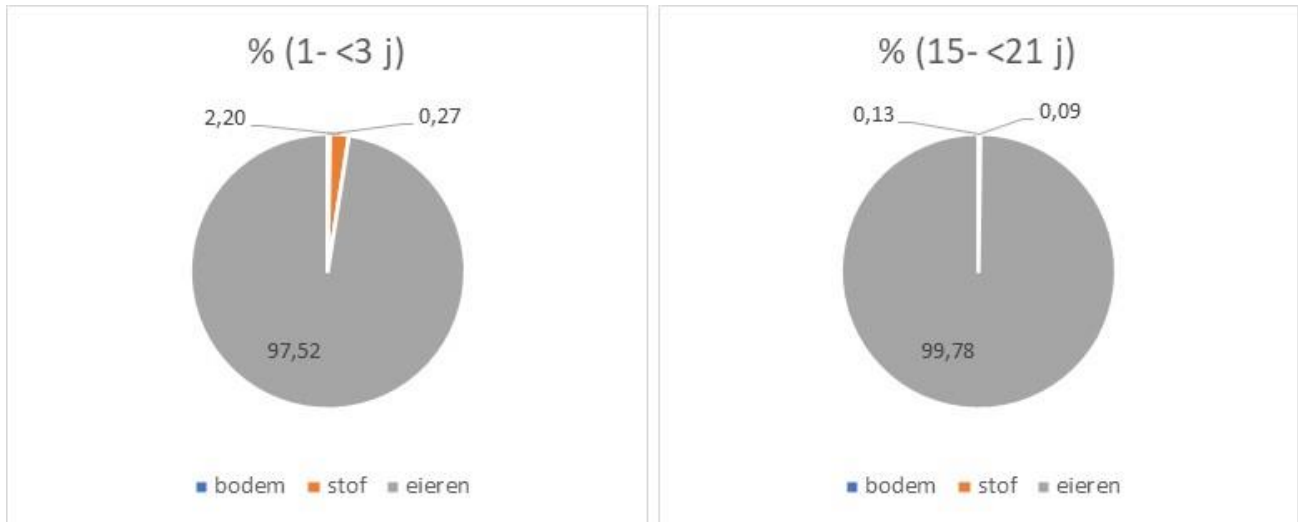
Puntschattingen voor de blootstelling aan PFOA via bodem, binnenhuisstof en eieren

Aanvankelijk was het de bedoeling om de bijdrage van alle lokale orale blootstellingsroutes te bepalen in en om de woning in een niet-PFAS vervuilde zone. Omdat alle concentraties in groeten lager zijn dan de LOQ voor groenten kunnen we de bijdrage van het consumeren van groenten uit eigen moestuin niet begroten en worden uiteindelijk slechts 3 routes (ingestie van bodem, binnenhuisstof en consumptie van eieren) in meer detail bekeken. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de gegevens voor binnenhuisstof onzeker zijn en mogelijk een onderschatting vormen van de reële blootstelling omdat we veronderstellen dat het bemonsteren van 4 m² hard oppervlak met de stofzuiger overeenstemt met het collecteren van 1 g binnenhuisstof. Verder baseren we ons enkel op de resultaten van lineaire PFOA en verbindingen, en niet op de vertakte componenten. Ook wordt er geen rekening gehouden met de blootstelling via commerciële voeding.

De puntschattingen zijn gebaseerd op de individuele meetwaarden en worden uitgevoerd voor zowel 1 - < 3-jarigen (meest gevoelige groep) en 15 - < 21 jarigen, focus van deze meetcampagne. Voor beide groepen berekenen we op basis van de drie beschouwde routes (oraal via binnenhuisstof, bodem en zelf gekweekte eieren) een totale gemiddelde leeftijdsgerelateerde blootstelling van respectievelijk 0,58 ng/kg.d en 0,25 ng/kg.d. Getoetst aan zowel de TDI afgeleid door US-EPA (20 ng/kg.d) als de de TWI afgeleid door EFSA (4,4 ng/kg.w) leidt dit niet tot een potentieel risico.

De relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes varieert nauwelijks per leeftijdscategorie omdat de blootstelling via ei > 97,5% (Figuur 13). Door het dominant karakter van de blootstelling via ei heeft het geen zin Monte Carlo simulaties uit te voeren voor de gecombineerde blootstelling aan bodem, binnenhuisstof en eieren vermits de onzekerheid op de consumptie en de concentratie in eieren de volledige spreiding op de blootstelling bepalen.





Figuur 13: Relatieve bijdrage van drie lokale blootstellingsroutes aan de totale blootstelling aan lineair PFOA voor 1 - <3 jarigen (links) en 15 - <21 jarigen (rechts).

Puntschattingen voor de blootstelling aan PFOA via eieren

Omdat de inname van PFOA via eieren gedocumenteerd wordt als één van de belangrijkste blootstellingsroutes (Kowalczyk et al., 2020), bekijken we deze route in meer detail. Er worden zowel puntschattingen als probabilistische berekeningen uitgevoerd. Voor de puntschattingen maken we gebruik van de individuele meetgegevens voor alle 19 afzonderlijk bemonsterde locaties uit de meetcampagne gecombineerd met de leeftijdsgerelateerde inname van eieren uit de TGD van S-Risk. De Monte Carlo simulaties zijn gebaseerd op gemiddelde van de meetwaarden.

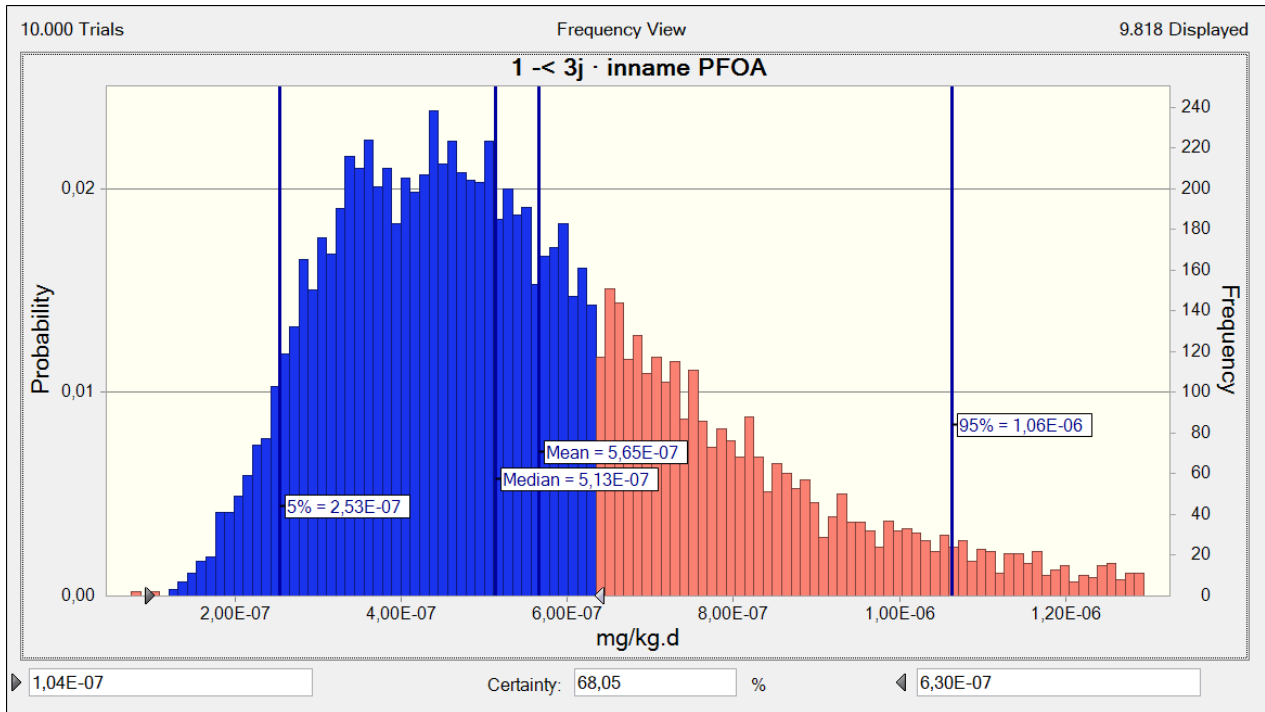
De resultaten van de puntschattingen staan samengevat in Tabel 53, enkel de inname via eieren wordt hier in rekening gebracht. De hoogste gemiddelde blootstelling van 0,76 ng/kg.d wordt genoteerd voor 3 - < 6-jarigen gevolgd door 0,56 ng/kg.d voor 1 - < 3 jarigen. De EFSA (2020) gezondheidskundige grenswaarde wordt enkel voor de 3 - < 6-jarigen overschreden. Daarentegen vormt de consumptie van eieren nergens een potentieel risico wanneer we refereren aan de TDI van US-EPA.

Tabel 53: Punt-schattingen voor de blootstelling aan lineair PFOA op basis van de leeftijdsafhankelijke consumptie van eieren uit S-Risk (ng/kg.d). Waarden aangeduid in rood overschrijden de TWI afgeleid door EFSA (2020)

leeftijd	gemiddelde	P75	min	max
1 -< 3	0,56	0,64	0,12	1,14
3 -< 6	0,76	0,86	0,16	1,54
6 -< 10	0,52	0,59	0,11	1,04
10 -< 15	0,32	0,53	0,06	0,63
15 -< 21	0,25	0,28	0,05	0,49
21 -< 31	0,28	0,32	0,06	0,56
41 -< 51	0,29	0,32	0,06	0,59

Probabilistische blootstellingsanalyses voor de blootstelling aan PFOA via eieren

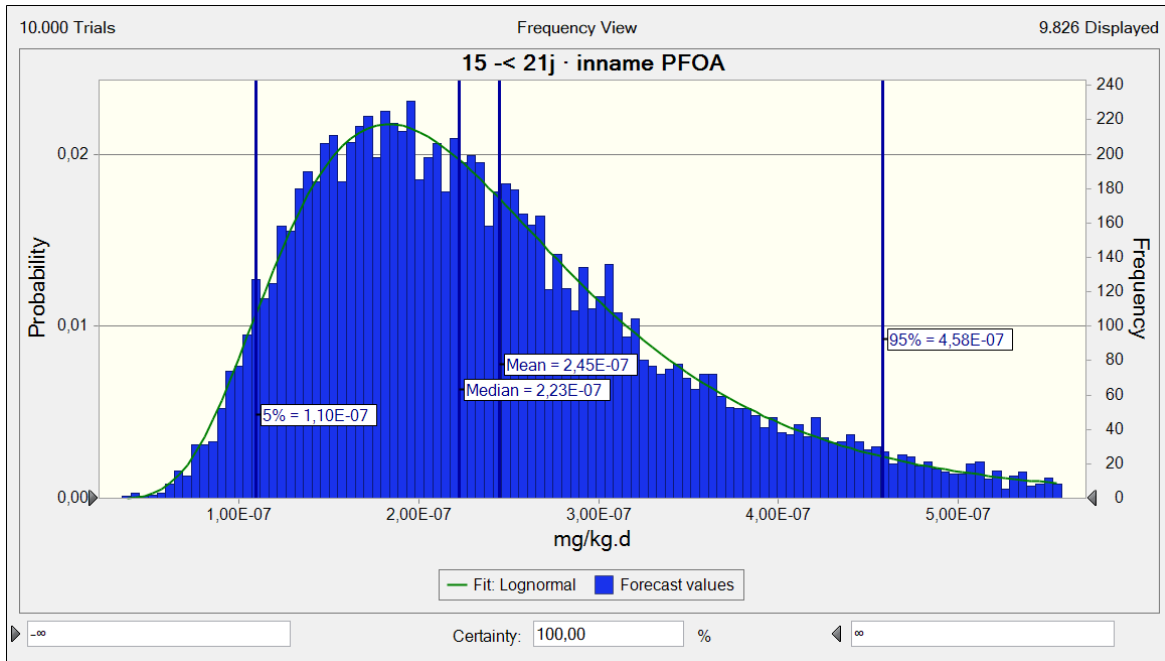
Voor deze simulaties wordt zowel de onzekerheid op de leeftijdsgerelateerde inname van eieren als de spreiding op de meetgegevens voor eieren in rekening gebracht. De resultaten van de kansverdeling van de blootstelling aan PFOA (mg/kg.d) voor 1-<3 jarigen op basis van gemiddelde meetwaarden in eieren uit de meetcampagne zijn weergegeven in Figuur 14. De kansverdeling op de blootstelling aan PFOA voor 1 - < 3-jarigen wordt gekenmerkt door een gemiddelde blootstelling van 0,57 ng/kg.d, een P5 van 0,25 ng/kg.d en een P95 van 1,06 ng/kg.d. De TDI van US-EPA wordt voor deze leeftijdscategorie voor de aangenomen assumpties niet overschreden. 32% van de 1 -< 3-jarigen krijgt een dosis groter dan de TWI vooropgesteld door EFSA (2020). Een sensitiviteitsanalyse leert dat, gegeven de aannames die worden toegekend aan de verschillende parameters, 95% van de variabiliteit in blootstelling wordt bepaald door de spreiding op de meetgegevens. De onzekerheid op de onzekerheid aangaande de inname van eieren draagt slechts bij voor 5 %.



Figuur 14: Kansverdeling van de blootstelling aan PFOA (mg/kg.d) voor 1-<3 jarigen op basis van gemiddelde meetwaarden in eieren uit de meetcampagne met inbegrip van bijhorende statistische descriptors (P5, mediaan, gemiddelde en P95). (Het percentage van waarnemingen > 6,3 x 10⁻⁷ mg/kg.d corresponderend met de TWI afgeleid door EFSA wordt in het rood aangeduid)

Voor de simulaties van de 15 -< 21-jarigen wordt zowel de onzekerheid op de leeftijdsgerelateerde inname van zelfgekweekte eieren (als de spreiding op de meetgegevens voor zelf gekweekte eieren in rekening gebracht. De resultaten van de kansverdeling van de blootstelling aan PFOA (mg/kg.d) voor 15 -< 21 jarigen zijn weergegeven in Figuur 15. De kansverdeling op de blootstelling aan PFOS voor 15 - < 21 jarigen wordt gekenmerkt door een P5 van 0,11 ng/kg.d, een gemiddelde van 0,25 ng/kg.d en een P95 van 0,46 ng/kg.d. Dit betekent dat op basis van de gemeten concentraties in eieren en de aannames gemaakt voor de blootstelling er voor 15 - < 21-jarigen geen overschrijding is van noch de TWI van EFSA (2020), noch van de TDI van US-EPA (2016). Een sensitiviteitsanalyse leert dat ook voor deze leeftijdsklasse, gegeven de aannames die worden toegekend aan de verschillende parameters, 95% van de variabiliteit in blootstelling wordt bepaald door de spreiding op de meetgegevens. De onzekerheid op de onzekerheid aangaande de inname van eieren draagt slechts bij voor 5 %.





Figuur 15: Kansverdeling van de blootstelling aan lineair PFOS (mg/kg.d) voor 15-<21 jarigen op basis van gemiddelde meetwaarden in zelf gekweekte eieren uit de meetcampagne met inbegrip van bijhorende statistische descriptors (P5, mediaan, gemiddelde en P95).

11.5 DOORREKENEN INTERNE BLOOTSTELLING

11.5.1 Invoergegevens externe blootstelling

De parameterwaarden voor het doorrekenen van de interne blootstelling staan vermeld in Bijlage 11.

11.5.2 Resultaten blootstellingsanalyses

Lineair PFOS

11.5.2.1 PFOS: Onderzoeksvraag 1: Bepaling Vlaamse lokale interne achtergrondblootstelling in niet PFAS- vervuilde gebieden

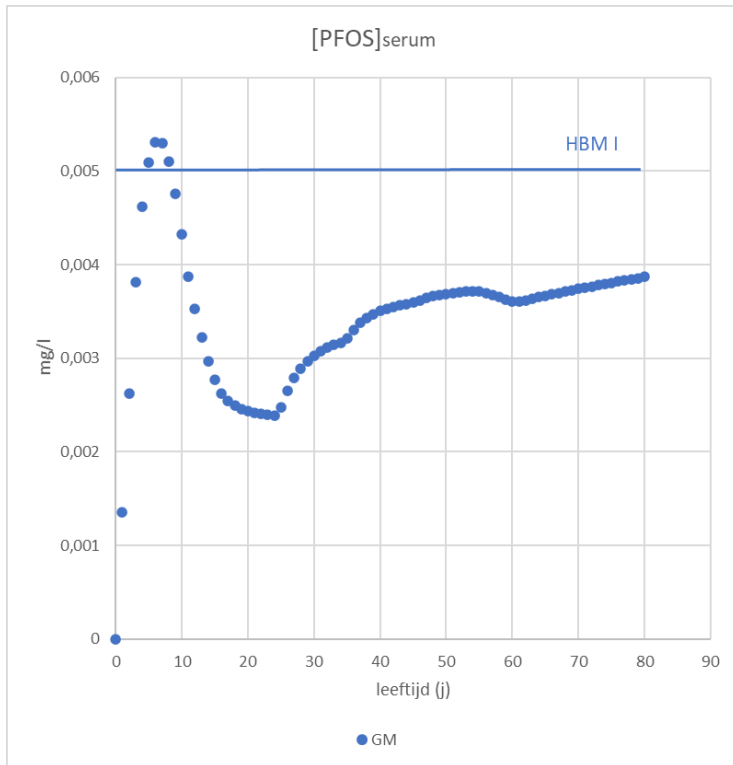
Scenario 1 en 2: GM x TGD ± AW - Gebruik van het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden en al dan niet in rekening brengen van blootstelling via commerciële voeding

Scenario's 1 en 2 (berekeningen op basis van het GM van de analyseresultaten met of zonder rekening te houden met blootstelling via commerciële voeding) worden afzonderlijk doorgerekend maar worden omwille van de duidelijkheid samen besproken.

De interne blootstelling (mg/l serum) wordt berekend op basis van gemeten concentraties in bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren. De blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin en het drinken van leidingwater wordt niet meegenomen omdat voor deze matrices geen significante (> LOQ) meetwaarden worden gerapporteerd. Onder scenario 1 worden simulaties uitgevoerd op basis van het GM zoals berekend in hoofdstuk 7 (Statistiek). Onder dit scenario houden we eveneens rekening met een geschatte blootstelling aan lineair PFOS (lower bound) via commerciële voeding gebaseerd op EFSA (2012). Voor scenario 2 wordt de blootstelling via commerciële voeding niet in rekening gebracht.

De concentraties in het bloedserum moeten geïnterpreteerd worden als een dynamisch evenwicht tussen inname en uitscheidingprocessen die worden bepaald door de concentratie waaraan en de mate waarin het individu wordt blootgesteld aan PFOS. Fysiologische processen die het metabolisme van PFOS sturen zijn leeftijdsafhankelijk en worden eveneens verrekend in het PBPK-model. De blootstellingsfactoren zijn eveneens leeftijdsafhankelijk en worden overgenomen uit het TGD S-Risk. Omwille van het persistent karakter van PFOS, gekarakteriseerd door lange halfwaardetijden in het lichaam, en om in de mate van het mogelijke, rekening te houden met retrograde blootstelling beschouwen we levenslange blootstelling van 1,5 tot 80 jaar. De serumconcentraties berekend met Merlin-Expo vertonen een typisch patroon. De serumconcentraties nemen aanvankelijk stijl toe in de eerste levensjaren om een piekwaarde te bereiken bij ~6 jaar om daarna weer af te nemen en waarna zich, afhankelijk van het blootstellingsscenario, een evenwicht lijkt in te stellen. Voor deze studie vergelijken we telkens drie referentiepunten die de beginfase van de curve beschrijven: de blootstelling na 2 jaar (representatief voor 1 - <3-jarigen), 6 jaar (piekwaarde voor 3 - <6-jarigen) en 18 jaar (representatief voor 15 - <21-jarigen). De gesimuleerde serumconcentraties worden vergeleken met zowel de HBM I en HBM II waarden van UBA (2016; 2020) als de interne referentiewaarde afgeleid door EFSA (2020) (Tabel 44) om de ernst van de blootstelling te kunnen inschatten.

De gesimuleerde serumconcentraties op basis van louter lokale blootstelling (GM voor de gemeten concentraties in bodem, binnenhuisstof en eieren van eigen kweek) wordt voorgesteld in Figuur 16. De vergelijking van de serumconcentraties lineair PFOS met en zonder commerciële voeding in rekening te brengen worden voorgesteld in Figuur 17. De concentraties PFOS in bloedserum voor de drie referentiepunten die de curve karakteriseren worden voorgesteld in Tabel 54. Overschrijding van HBM I (5 µg/l), EFSA_{intern} (6,9 µg/l) of II (20 µg/l) wordt blauw, oranje, respectievelijk rood gemarkeerd.



Figuur 16: Gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOS (lineair) serumconcentraties (mg/l) na blootstelling aan lokale bronnen (bodem, binnenhuisstof en eieren). Vergelijking met HBM I waarde.

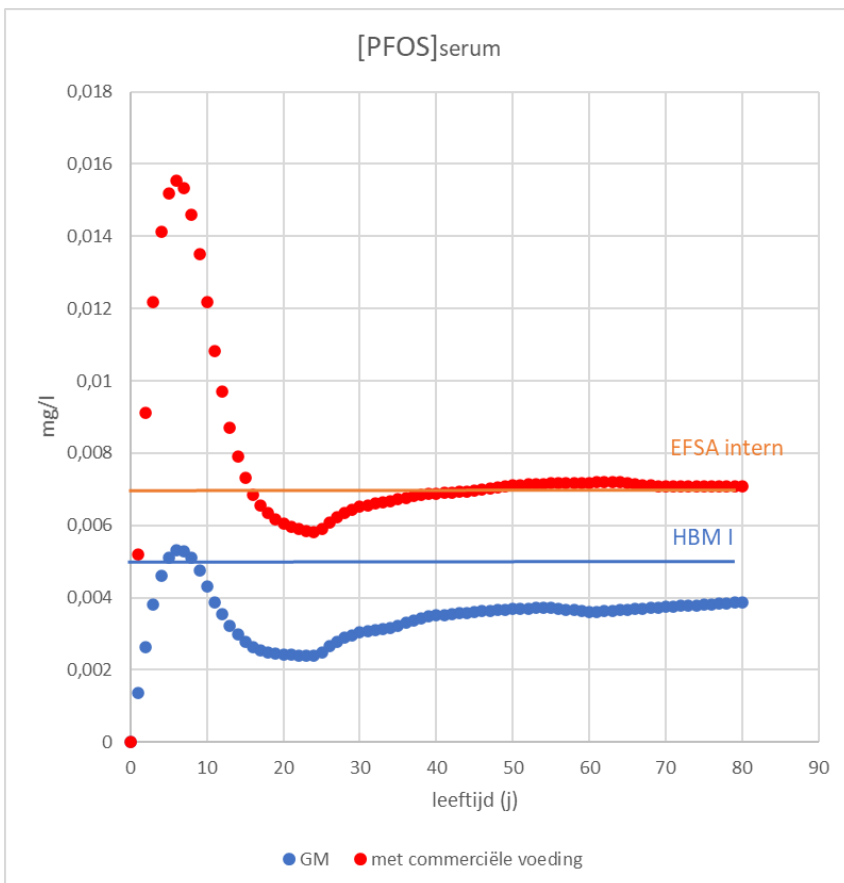
Tabel 54: Leeftijdsafhankelijke serumconcentraties lineair PFOS ($\mu\text{g/l}$) na blootstelling aan lokale (bodem, binnenhuisstof en zelf geteelde eieren) en commerciële voeding. De met een kleurcode gemarkeerde serumwaarden overschrijden HBM I ($5 \mu\text{g/l}$; blauw), EFSA_{intern} ($6,9 \mu\text{g/l}$; oranje) en/of HBM II waarden ($20 \mu\text{g/l}$; rood)

	zonder commerciële voeding	met commerciële voeding
2j	2,6	9,0
6j	5,5	16,0
18j	2,6	6,0

Wanneer de blootstelling via commerciële voeding mee in beschouwing wordt genomen is er voor de twee jongste referentie jaren (1 - < 3 en 3 - < 6-jarigen) een overschrijding van EFSA_{intern} is. Voor dit scenario wordt de HBM I waarde overschreden voor de 15 - < 21-jarigen. HBM II wordt nergens overschreden. Wanneer we de blootstelling via commerciële voeding niet meerekenen is er enkel voor de leeftijdscategorie 3 - < 6-jarigen een



tijdelijke overschrijding van HBM I of m.a.w. dienen bronnen te worden geïdentificeerd en de blootstelling te worden verminderd. Bij het interpreteren van deze resultaten moeten we rekening houden dat blootstelling via groenten niet in rekening werd gebracht (maar wellicht verwaarloosbaar is) en dat de blootstelling via stof mogelijk wordt onderschat.



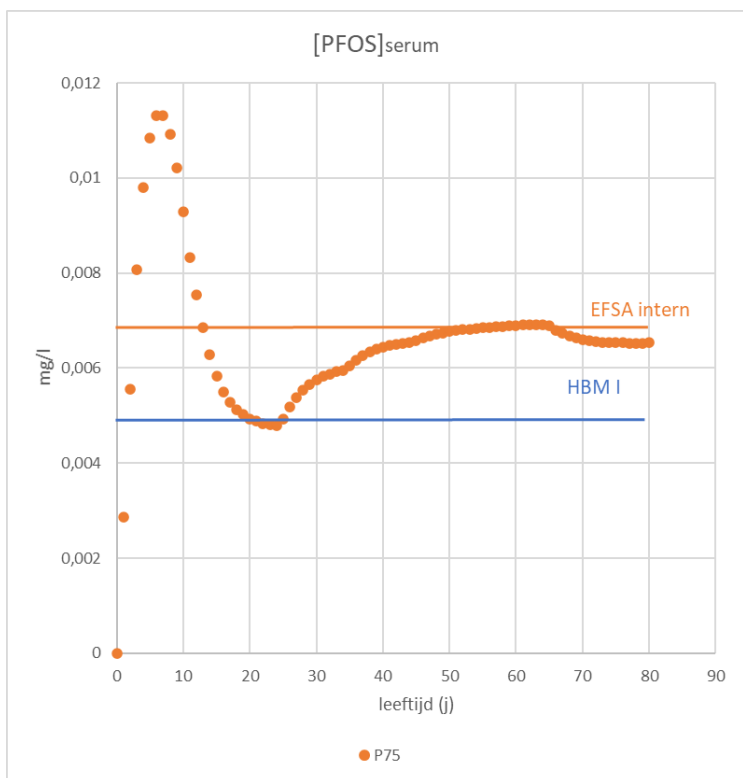
Figuur 17: Vergelijking van gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOS (lineair) serumconcentraties (mg/l) na blootstelling aan enkel lokale bronnen (bodem, binnenhuisstof en eieren) en na blootstelling aan zowel lokale bronnen als commerciële voeding. Vergelijking met HBM I en EFSA_{intern} waarde.

Scenario 3: P75 x TGD – AW - Gebruik van de P75 concentratie van de meetwaarden, geen rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding

Onder scenario 3 worden simulaties uitgevoerd op basis van het P75 voor concentraties in bodem, stof en zelfgekwakte eieren, zoals berekend in hoofdstuk 7 (Statistiek). Onder dit scenario houden we geen rekening



met de blootstelling aan PFOS via commerciële voeding zoals gerapporteerd door EFSA (2012). De gesimuleerde serumconcentraties op basis van enkel lokale blootstelling (P75) wordt voorgesteld in Figuur 18. De vergelijking met de serumconcentraties voor lineair PFOS op basis van het GM (scenario 2) wordt voorgesteld in Figuur 19. De concentraties PFOS in bloedserum voor drie referentiepunten representatief voor 1 - < 3-jarigen, 3 - < 6-jarigen en 15 - < 21-jarigen worden voorgesteld in Tabel 55. Overschrijding van HBM I, EFSA_{intern} of II wordt telkens blauw, oranje, respectievelijk rood gemarkeerd.

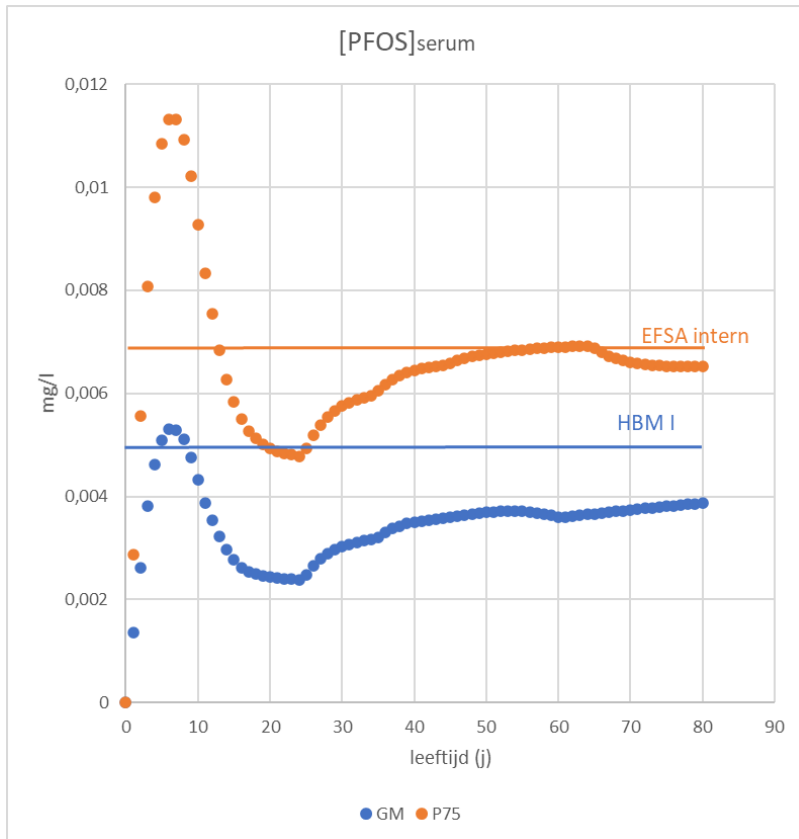


Figuur 18: Gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOS (lineair) serumconcentraties (mg/l) op basis van de P75 van de meetwaarden voor bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren. Vergelijking met HBM I en EFSA_{intern} waarde.

Tabel 55: Leeftijdsafhankelijke serumconcentraties PFOS (lineair) ($\mu\text{g/l}$) op basis van het GM en de P75 van de meetwaarden voor bodem, binnenhuisstof en eieren. De met een kleurcode gemarkeerde serumwaarden overschrijden HBM I ($5 \mu\text{g/l}$; blauw), EFSA_{intern} ($6,9 \mu\text{g/l}$; oranje) en/of HBM II waarden ($20 \mu\text{g/l}$; rood).

	GM	P75
2j	2,6	5,6
6j	5,3	11,3
18j	2,6	5,1

De resultaten tonen dat wanneer de simulaties worden uitgevoerd met de P75-waarde voor bodem, binnenhuisstof en eieren er voor alle drie de referentiejaren een overschrijding van HBM I is. Op basis hiervan formuleert UBA de aanbeveling dat bronnen dienen te worden geïdentificeerd en de blootstelling dient te worden verminderd. De EFSA_{intern} referentiewaarde wordt overschreden voor de 3 - < 6-jarigen. De HBM II waarde wordt voor geen van de leeftijden overschreden. Hierbij kan verder worden opgemerkt dat voor risicoanalyse vanuit het voorzorgsprincipe meestal wordt gebruik gemaakt van P90- of P95-waarden en niet van de P75-waarde. Omdat het aantal meetplaatsen in deze studie beperkt is ($n=19$) kunnen P90 en P95-waarden niet worden opgenomen omwille van GDPR-redenen.



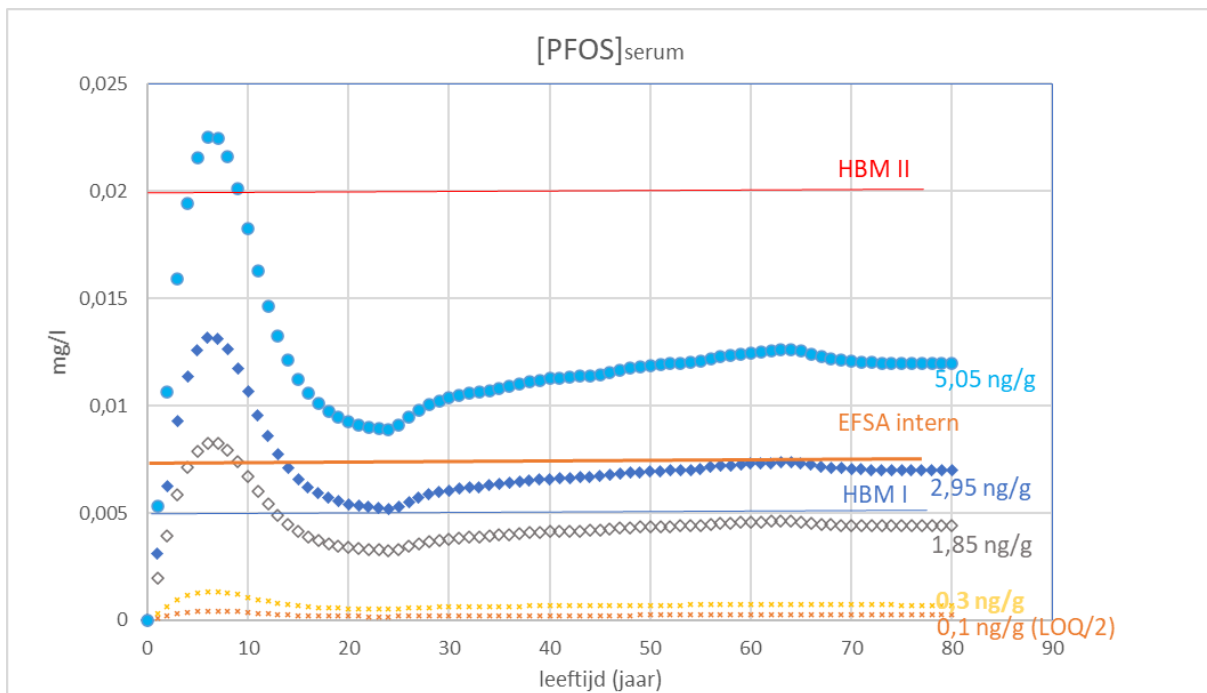
Figuur 19: Vergelijking van gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOS (lineair) serumconcentraties (mg/l) op basis van het GM (blauwe curve) en de P75 (oranje curve) van de meetwaarden voor bodem, binnenhuisstof en eieren. Vergelijking met HBM I en EFSA_{intern} waarden.

11.5.2.2 PFOS: Onderzoeksvraag 2: Relatieve bijdrage producten uit eigen kweek

Aanvankelijk was het de bedoeling om de bijdrage van zowel consumptie van gewassen (knolgewas, wortelgewas, bladgewas en peulvruchten) uit eigen moestuin als eieren uit eigen kippenren in de totale blootstelling te bepalen. Omdat er voor groenten zowel voor PFOS als PFOA enkel concentraties onder de detectielimiet (< LOQ) in de meetcampagne worden gerapporteerd, wordt deze blootstellingsroute als verwaarloosbaar beschouwd en wordt ze niet in rekening gebracht.

Simulaties in Merlin-expo op basis van reëel gemeten concentraties PFOS in eieren uit de meetcampagne gecombineerd met het innamegetallen uit S-Risk werden gebruikt om in te schatten bij welke concentratie in eieren in een referentiegebied voor Vlaanderen de HBM I waarde wordt overschreden (Figuur 20). Andere blootstellingsroutes via bodem, stof, groenten of commerciële voeding werden niet meegenomen. De figuur toont een selectie van de beschikbare meetgegevens in eieren. De simulaties geven aan dat vanaf een concentratie van ~2 ng/g (lineair) PFOS in eieren een bloedserumwaarde gelijk of net boven (jonge kinderen) de

HBM I waarde wordt bereikt wanneer we levenslange blootstelling beschouwen. Bij deze concentratie wordt voor 3 - < 6-jarigen ook de EFSA_{intern} waarde overschreden. Vanaf ~3 ng/g (lineair) PFOS in eieren wordt de EFSA_{intern} referentiewaarde overschreden wanneer we de blootstelling levenslang beschouwen. Vanaf een concentratie van ~5 ng/g (lineair) PFOS in eieren wordt voor 3 - < 6-jarigen ook de HBM II waarde overschreden.



Figuur 20: Gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOS (lineair) serumconcentraties (mg/l) op basis van individuele meetresultaten voor eieren uit de meetcampagne. De concentraties (ng/g) in de eieren op basis waarvan de berekeningen werden gedaan staan vermeld naast de curves. Vergelijking met HBM I, EFSA_{intern} en HBM II waarden. Er werden voor deze simulaties verder geen andere blootstellingsroutes meegenomen.

Lineair PFOA

11.5.2.3 PFOA: Onderzoeksvraag 1: Bepaling Vlaamse lokale achtergrondblootstelling in niet PFAS- vervuilde gebieden

Scenario 1 en 2: GM x TGD ± AW Gebruik van het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden en al dan niet in rekening brengen van blootstelling via commerciële voeding

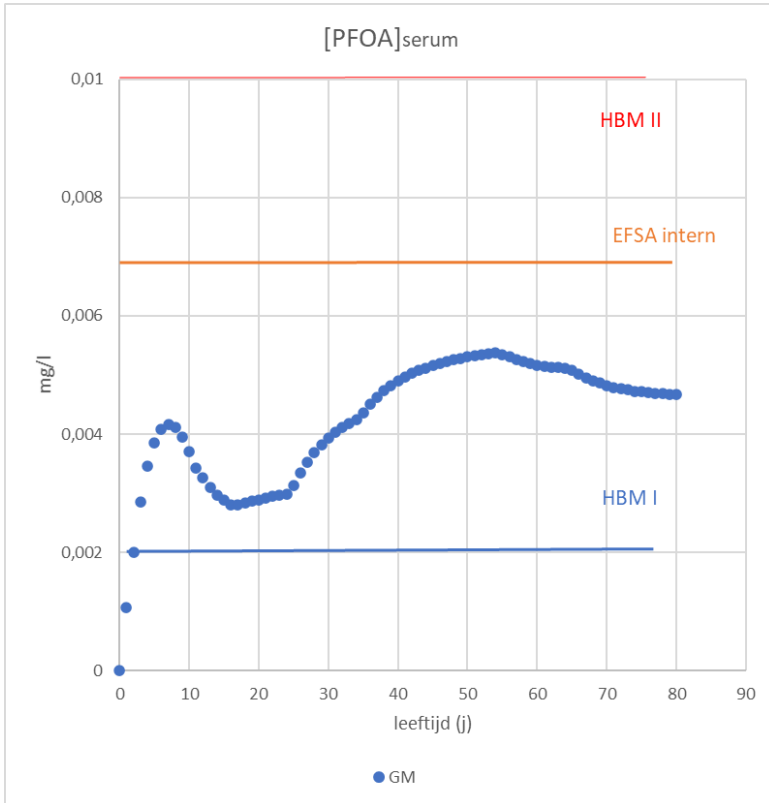
Scenario's 1 en 2 (berekeningen op basis van het GM van de analyseresultaten met of zonder rekening te houden met de blootstelling via commerciële voeding worden afzonderlijk doorgerekend maar worden omwille van de duidelijkheid samen besproken.

De interne blootstelling (mg/l serum) wordt berekend op basis van gemeten concentraties in bodem, binnenhuisstof en zelfgekweekte eieren. De blootstelling via het eten van groenten uit eigen moestuin en het drinken van leidingwater wordt niet meegenomen omdat voor deze matrices geen significante (> LOQ) meetwaarden worden gerapporteerd. Onder scenario 1 worden simulaties uitgevoerd op basis van het GM berekend in hoofdstuk 7. Onder dit scenario houden we eveneens rekening met de blootstelling aan lineair PFOA (lower bound) via commerciële voeding zoals gerapporteerd door EFSA (2012). Voor scenario 2 wordt de blootstelling via commerciële voeding niet in rekening gebracht.

Omwille van het persistent karakter van PFAS, gekarakteriseerd door lange halfwaardetijden in het lichaam, en om in de mate van het mogelijke, rekening te houden met retrograde blootstelling beschouwen we levenslange blootstelling van 1,5 tot 80 jaar. De serumconcentraties aan PFOA berekend met Merlin-Expo vertonen een typisch patroon. De serumconcentraties nemen aanvankelijk snel toe in de eerste levensjaren om een piekwaarde te bereiken bij ~6 jaar om daarna weer af te nemen en waarna zich, afhankelijk van het blootstellingsscenario, een evenwicht lijkt in te stellen. Voor deze studie vergelijken we telkens drie referentiepunten die de beginfase van de curve beschrijven: de blootstelling na 2 jaar (representatief voor 1 - < 3-jarigen), 6 jaar (piekwaarde voor 3 - < 6-jarigen) en 18 jaar (representatief voor 15 - < 21-jarigen). De gesimuleerde serumconcentraties worden vergeleken met de HBM I (2 µg/l), EFSA_{intern} (6,9 µg/l) en HBM II (10 µg/l) waarden van UBA (2016; 2020) (Tabel 44) om de ernst van de blootstelling te kunnen inschatten.

De gesimuleerde serumconcentraties op basis van louter lokale blootstelling (GM voor de gemeten concentraties in bodem, binnenhuisstof en eieren van eigen kweek) wordt voorgesteld in Figuur 21. De vergelijking van de serumconcentraties lineair PFOA met en zonder commerciële voeding in rekening te brengen worden voorgesteld in Figuur 22. De concentraties PFOA in bloedserum voor de drie referentiepunten die de curve karakteriseren worden voorgesteld in Tabel 56. Overschrijding van HBM I, EFSA_{intern} of II wordt telkens blauw, oranje, respectievelijk rood gemarkeerd.





Figuur 21: Gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOA (lineair) serumconcentraties (mg/l) na blootstelling aan lokale bronnen (bodem, binnenhuisstof en eieren). Vergelijking met HBM I, EFSA_{intern} en HBM II waarden.

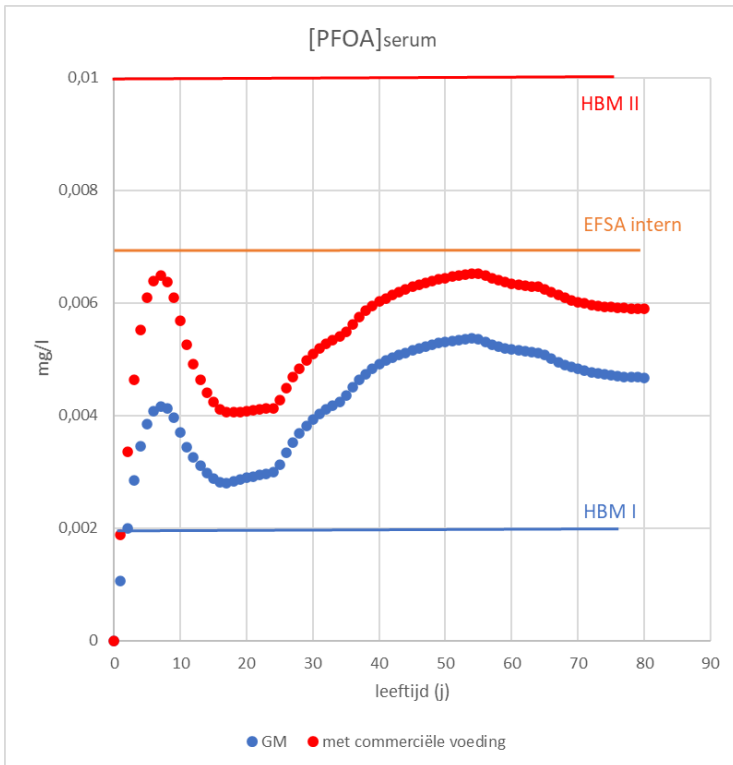
Tabel 56: Leeftijdsafhankelijke serumconcentraties lineair PFOA (µg/l) na blootstelling aan lokale (bodem, binnenhuisstof en zelf geteelde eieren) en commerciële voeding. De met een kleurcode gemarkeerde serumwaarden overschrijden HBM I (2 µg/l; blauw), EFSA_{intern} (6,9 µg/l; oranje) en/of HBM II waarden (10 µg/l; rood)

	zonder commerciële voeding	met commerciële voeding
2j	2,0	3,3
6j	4,0	6,3
18j	3,0	4,0

De resultaten tonen dat wanneer we de blootstelling via commerciële voeding in beschouwing nemen er voor alle drie de referentiewaarden (1 - < 3, 3 - < 6 en 15 - < 21-jarigen) een overschrijding van HBM I is. Op basis hiervan formuleert UBA de aanbeveling dat bronnen dienen te worden geïdentificeerd en de blootstelling dient



te worden verminderd. Wanneer we de blootstelling via commerciële voeding niet meerekenen is een significante daling van de levenslang beschouwde blootstelling maar noteren we nog steeds overschrijding van HBM I voor alle leeftijdscategorieën.

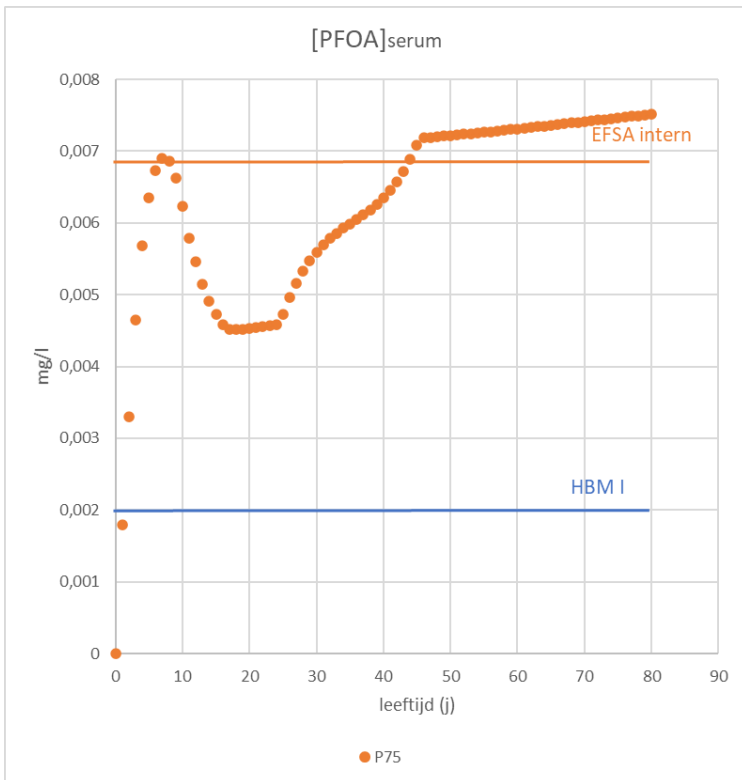


Figuur 22: Vergelijking van gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOA (linear) serumconcentraties (mg//l) na blootstelling aan enkel lokale bronnen (bodem, binnenhuisstof en eieren, blauwe curve) en na blootstelling aan zowel lokale bronnen als commerciële voeding (oranje curve). Vergelijking met HBM I, EFSA_{intern} en II waarden.

Scenario 3: P75 x TGD - AW- Gebruik van de P75 concentratie van de meetwaarden, geen rekening houdend met de blootstelling via commerciële voeding

Onder scenario 3 worden simulaties uitgevoerd op basis van het P75 voor concentraties in bodem, stof en zelfgekweekte eieren, zoals berekend in hoofdstuk 7 (Statistiek). Onder dit scenario houden we geen rekening met de blootstelling aan PFOA via commerciële voeding zoals gerapporteerd door EFSA (2012). De gesimuleerde serumconcentraties op basis van enkel lokale blootstelling (P75) wordt voorgesteld in Figuur 23. De vergelijking met de serumconcentraties voor lineair PFOA op basis van het GM (scenario 2) wordt voorgesteld in Figuur 24. De concentraties PFOA in bloedserum voor drie referentiepunten representatief voor 1 - < 3-jarigen, 3 - < 6-

jarigen en 15 - < 21-jarigen worden voorgesteld in Tabel 57. Overschrijding van HBM I, EFSA_{intern} of II wordt telkens blauw, oranje, respectievelijk rood gemarkeerd.



Figuur 23: Gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOA-serumconcentraties (mg/l) op basis van de P75 van de meetwaarden voor bodem, binnenhuisstof en eieren. Vergelijking met HBM I en II waarden.

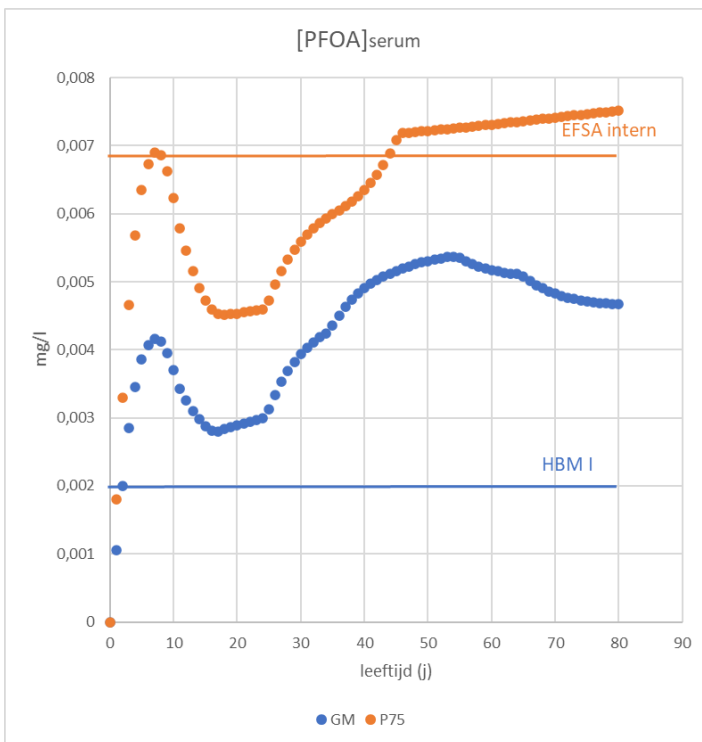
Tabel 57: Leeftijdsafhankelijke serumconcentraties PFOA (µg/l) op basis van het GM en de P75 van de meetwaarden voor bodem, binnenhuisstof en eieren. De met een kleurcode gemarkeerde serumwaarden overschrijden HBM I (2 µg/l; blauw), EFSA_{intern} (6,9 µg/l; oranje) en/of HBM II waarden (10 µg/l; rood)

	GM	P75
2j	2,0	3,3
6j	4,1	6,7
18j	3,0	4,5

De resultaten tonen dat wanneer de simulaties worden uitgevoerd met de P75-waarde voor bodem, binnenhuisstof en eieren er voor alle drie de referentiejaren een overschrijding van HBM I is. Op basis hiervan



formuleert UBA de aanbeveling dat bronnen dienen te worden geïdentificeerd en de blootstelling dient te worden verminderd. Bovendien wordt voor de 3 - < 6-jarigen en volwassenen de EFSA_{intern} waarde overschreden. De HBM II waarden wordt niet overschreden. Hierbij kan verder worden opgemerkt dat voor risicoanalyse vanuit het voorzorgsprincipe meestal wordt gebruik gemaakt van P90- of P95-waarden en niet van de P75. Omdat het aantal meetplaatsen in deze studie beperkt is (n=19) kunnen P90 en P95-waarden niet worden opgenomen omwille van GDPR-redenen.



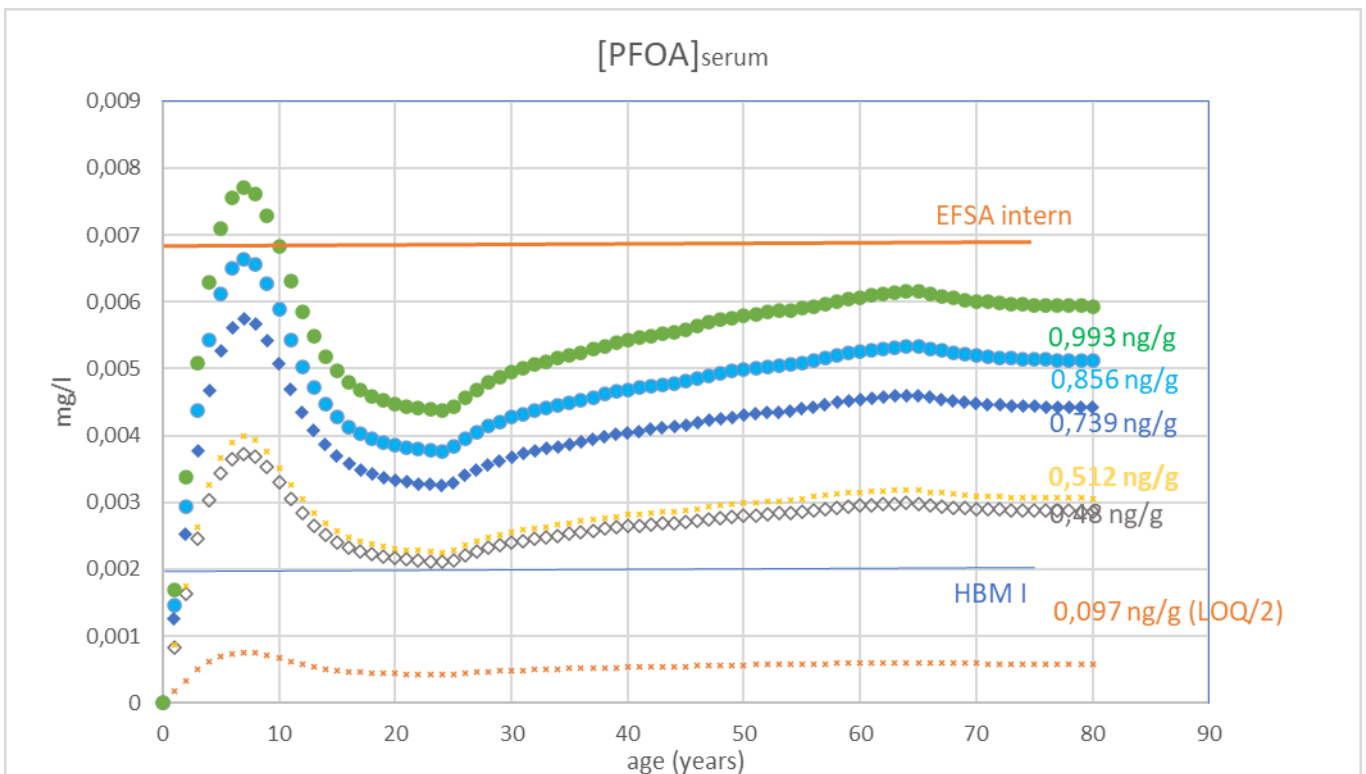
Figuur 24: Vergelijking van gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOA (lineair) serumconcentraties (mg//l) op basis van het GM (blauwe curve) en de P75 (oranje curve) van de meetwaarden voor bodem, binnenhuisstof en eieren. Vergelijking met HBM I en EFSA_{intern} waarden

11.5.2.4 PFOA: Onderzoeksvraag 2: Relatieve bijdrage producten uit eigen kweek

Aanvankelijk was het de bedoeling om de bijdrage van zowel consumptie van gewassen (knolgewas, wortelgewas, bladgewas en peulvruchten) uit eigen moestuin als eieren uit eigen kippenren in de totale blootstelling te bepalen. Omdat er voor groenten zowel voor PFOS als PFOA enkel concentraties onder de detectielimiet (< LOQ) in de meetcampagne worden gerapporteerd, wordt deze blootstellingsroute als verwaarloosbaar beschouwd.

Simulaties in Merlin-expo op basis van reëel gemeten concentraties PFOA in eieren uit de meetcampagne voor eieren in combinatie met de innamegetallen uit S-Risk werden gebruikt om in te schatten bij welke concentratie

in eieren in een referentiegebied voor Vlaanderen de HBM I waarde wordt overschreden (Figuur 25). Andere blootstellingsroutes via bodem, stof, groenten of commerciële voeding werden niet meegenomen. De figuur toont een beperkte selectie van de beschikbare meetgegevens. De simulaties geven aan dat vanaf een concentratie van ~0,5 ng/g (lineair) PFOA in eieren een bloedserumwaarde gelijk of net boven de HBM I waarde wordt bereikt. Bij een concentratie van ~1,0 ng/g (lineair) PFOA in eieren wordt voor 3 - < 6-jarigen de EFSA_{intern} waarde bereikt.



Figuur 25: Gesimuleerde leeftijdsafhankelijke PFOA (lineair) serumconcentraties (mg/l) op basis van individuele meetresultaten voor eieren uit de meetcampagne. De concentraties (ng/g) in de eieren op basis waarvan de berekeningen werden gedaan staan vermeld naast de curves. Vergelijking met HBM I en EFSA_{intern} waarden. Er werden voor deze simulaties verder geen andere blootstellingsroutes meegenomen.

11.6 CONCLUSIE BLOOTSTELLINGSANALYSES

In dit onderzoek wordt voor de eerste maal gerapporteerd over de externe en interne blootstelling van de Vlaamse bevolking aan PFOS en PFOA op onverdachte locaties, d.i. locaties waarvan men op dit ogenblik

vermoed dat ze niet beïnvloed worden door een actieve bron van PFAS in de onmiddellijke omgeving. Aandacht ging in de eerste plaats naar de methodiekontwikkeling, nl. het ontwikkelen en testen van instrumenten om de externe en interne blootstelling aan PFAS, amfifiele componenten waarvoor op dit ogenblik weinig expertise bestaat, te simuleren. **De resultaten dienen als een preliminaire inschatting te worden aanzien en met de nodige omzichtigheid te worden geïnterpreteerd.** Zo moet rekening worden gehouden met onder andere volgende factoren die in belangrijke mate de resultaten van de risicoanalyse kunnen beïnvloeden:

- Het implementeren van de achtergrondblootstelling via commerciële voeding in Merlin-Expo noodzaakt een vereenvoudigde benadering. Zo werken we met een gemiddelde waarde voor alle levensmiddelen gerapporteerd door EFSA (2012) en houden we bij de afleiding geen rekening met een wisselend consumptiepatroon (het aandeel van verschillende levensmiddelen in het totale consumptiepakket) voor verschillende leeftijdscategorieën;
- De PFAS-concentraties in de verschillende milieumatrices vertonen een hoge variabiliteit en een groot aantal gerapporteerde concentraties is beneden de detectielimiet;
- Omdat niet voor alle milieumatrices meetgegevens voor zowel lineaire als vertakte PFAS beschikbaar zijn, nemen voor de blootstellingsanalyses enkel lineaire componenten in beschouwing;
- Voor sommige blootstellingsroutes (groenten en drinkwater) zijn er geen significante gegevens en zijn er geen bijgevolg berekeningen uitgevoerd;
- de toxicologische informatie en haar vertaling naar gezondheidskundige referentiewaarden waaraan de resultaten worden getoetst, werden voor externe en interne blootstelling onafhankelijk van elkaar afgeleid en zijn bijgevolg niet noodzakelijk op elkaar afgestemd³⁷;
- De blootstellingsfactoren uit S-Risk zijn afgeleid op basis van literatuurgegevens en vertonen een grote spreiding; gemiddelde leeftijdsgebonden consumptie- en tijdsbestedingspatronen kunnen niet één op één vertaald worden naar individuele blootstelling;
- Er wordt geen rekening gehouden met mogelijke interactie tussen de verschillende PFAS congenereën;
- De meetwaarden voor binnenhuisstof werden gerapporteerd in mg/filter. Om deze route toch mee te kunnen nemen in de blootstellingsanalyses werd aangenomen dat stofzuigerstof geïncubateerd op 4 m² hard oppervlak correspondeert met 1 g binnenhuisstof. Deze aanname is erg onzeker

Met de blootstellingsanalyses hebben we getracht een antwoord te formuleren op twee onderzoeksvragen:

- Kunnen we op basis van de resultaten van de meetcampagne uit niet PFAS-vervuilde locaties een beeld krijgen van de niet hot spot gerelateerde blootstelling aan PFOS en PFOA in Vlaanderen?
- Wat is de bijdrage van verschillende producten uit eigen kweek; of m.a.w. kunnen we op basis van locatie-specifieke analyses de bijdrage van verschillende blootstellingsroutes nauwkeuriger begroten en de onzekerheid voor deze routes in kaart brengen?

³⁷ Dit geldt niet voor de TWI van EFSA (2020) waar de afleiding van zowel de externe als interne gezondheidskundige referentiewaarde werden afgeleid op basis van dezelfde data.

Om beide onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden werden verschillende benaderingen uitgewerkt die de blootstelling aan PFOS en PFOA vanuit een verschillend perspectief belichten en bijdragen tot het globale beeld dat we kunnen vormen van de blootstelling aan PFOS en PFOA in Vlaanderen. De focus voor alle analyses lag op de orale blootstellingsroute omdat deze route algemeen wordt aangenomen als dominante route voor de blootstelling aan PFOS en PFOA.

11.6.1 Externe blootstelling

In het kader van de eerste onderzoeksvraag werden in de eerste plaats externe blootstellingsberekeningen uitgevoerd via Merlin-Expo op basis waarvan een levenslange gemiddelde dagelijkse blootstelling werd berekend en waardoor we een beeld krijgen van hoe de blootstelling aan PFOS en PFOA, twee persistente stoffen met lange halfwaardetijden in het milieu, over de jaren evolueert wanneer we de gangbare blootstellingsscenario's ontwikkeld voor Vlaanderen (beschikbaar in S-Risk) in rekening brengen. De resultaten van de externe blootstellingsbepalingen werden getoetst enerzijds aan de TDI van 20 ng/kg.d afgeleid door US-EPA (2016) en anderzijds aan de TWI van 4,4 ng/kg.w (0,63 ng/kg.d) afgeleid door EFSA (2020).

Samenvattend werden volgende drie scenario's doorgerekend:

- **Scenario 1: GM x TGD + AW** – Scenario op basis van de geometrisch gemiddelde (GM) concentraties uit de statistische analyses gekoppeld aan de blootstellingsfactoren uit TGD S-Risk waarbij tevens de blootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding (EFSA, 2012) in rekening wordt gebracht.
- **Scenario 2: GM x TGD - AW** – Scenario op basis van de geometrisch gemiddelde concentraties uit de statistische analyses gekoppeld aan de blootstellingsfactoren uit TGD S-Risk maar zonder de blootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding (EFSA, 2012) in rekening te brengen.
- **Scenario 3: P75 x TGD - AW** – Scenario op basis van de 75^{ste} percentielwaarde concentratie uit de statistische analyses gekoppeld aan de blootstellingsfactoren uit TGD S-Risk maar zonder de achtergrondblootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding (EFSA, 2012) in rekening te brengen.

Complementair aan deze analyses werden puntschattingen gemaakt voor adolescenten/jong volwassenen (15 - < 21 j) die de doelgroep uitmaakten van deze studie en waarvoor serumwaarden aan PFOS en PFOA beschikbaar zijn. De blootstelling voor deze leeftijdscategorie werden vergeleken met die van 1 - < 3-jarigen, die omwille van gedrag en fysiologie als de meest gevoelige leeftijdscategorie wordt aanzien. Voor deze berekeningen werd gebruik gemaakt van rekenmodules in Excel die de orale blootstellingsroute in detail beschrijven op basis van het formularium van S-Risk, en die eerder werden toegepast voor BF-Risk project (Cornelis et al., 2009).

De resultaten van de externe blootstellingsanalyses in Merlin-Expo staan samengevat in Tabel 58. Voor het scenario waar de bijdrage van commerciële voeding mee in rekening wordt gebracht zijn de resultaten in lijn met de schattingen van RIVM waaruit blijkt dat voor de mediane EFSA-4 somname via voedsel en drinkwater

(P50) in het LB-scenario de totale wekelijkse inname van de EFSA-4 per persoon via voedsel en drinkwater ca 1,5 tot 2x hoger ligt dan de door EFSA afgeleide TWI van 4,4 ng/kg lg/week³⁸.

Tabel 58: Samenvatting van de levenslang uitgemiddelde gesimuleerde externe blootstelling (ng/kg.d) uit de blootstellingsanalyses voor verschillende blootstellingsscenario's (zie § 10.4)

Levenslang uitgemiddelde blootstelling (ng/kg.d)	PFOS	PFOA
Scenario 1 (GM x TGD + commerciële voeding)	2,05 (RI = 3,25)	0,47 (RI = 0,74)
Scenario 2 (GM x TGD)	0,77 (RI = 1,22)	0,30 (RI = 0,48)
Scenario 2 (P75 x TGD)	1,57 (RI = 2,49)	0,38 (RI = 0,60)

GM, P75: respectievelijk het geometrisch gemiddelde en het 75^{ste} percentiel uit de statistische analyses; TGD: Technical guidance Document S-Risk (Cornelis et al., 2019)

Uit de simulaties van de externe blootstelling blijkt telkenmale dat de blootstellingsroute via het consumeren van eieren veruit dominant is (>99%). Dit wordt bevestigd wanneer we de externe blootstelling doorrekenen op basis van de individuele meetgegevens uit de meetcampagne en de onzekerheid op de blootstelling extra in rekening brengen via Monte Carlo simulaties.

Twee componenten dragen bij aan de onzekerheid van de geschatte blootstelling; de variabiliteit op de meetgegevens en de spreiding op de individuele blootstellingsfactoren. Als eerste inschatting van deze onzekerheid op de invoerparameters op de gesimuleerde externe blootstelling werden probabilistische simulaties uitgevoerd voor het lokaal scenario waarbij individuen potentieel worden blootgesteld aan PFOS en PFOA via bodem, binnenhuisstof en het eten van eieren. Voor de probabilistische simulaties werd net zoals voor de puntschattingen gebruik gemaakt van rekenmodules in Excel die de orale blootstellingsroute in detail beschrijven op basis van het formularium van S-Risk, en die eerder werden toegepast voor BF-Risk project (Cornelis et al., 2009). Individuele gepaarde meetgegevens uit de meetcampagne werden gebruikt als input.

De resultaten van de puntschattingen voor blootstelling aan PFOS via eieren uit eigen kippenren staan samengevat in Tabel 49. De hoogste gemiddelde blootstelling van 2,75 ng/kg.d wordt genoteerd voor 3 - < 6-jarigen gevolgd door 2,04 ng/kg.d voor 1 - < 3-jarigen. De EFSA (2020) gezondheidkundige grenswaarde wordt voor alle leeftijdsklassen overschreden. In tegenstelling hiermee vormt de consumptie van eieren nergens een potentieel risico wanneer we refereren aan de TDI van US-EPA. Uit de resultaten van de Monte Carlo simulaties berekenen we een distributie op de blootstelling aan lineair PFOS voor 1 - < 3-jarigen gekenmerkt door een gemiddelde blootstelling van 2,02 ng/kg.d, een P5 van 0,45 ng/kg.d en een P95 van 5,17 ng/kg.d. De TDI van US-EPA (20 ng/kg.d) wordt voor deze leeftijdscategorie voor de aangenomen assumpties niet overschreden. Slechts 11,48 % van de 1 - < 3-jarigen wordt blootgesteld aan een dosis lager dan 0,63 ng/kg.d vooropgesteld door EFSA (2020) als de gezondheidkundige grenswaarde. De kansverdeling op de blootstelling aan PFOS voor 15 - < 21-

³⁸ <https://www.rivm.nl/sites/default/files/2021-06/Advies%20drw%204-PFAS%20DEF%20beveiligd.pdf>

jarigen wordt gekenmerkt door gemiddelde blootstelling van 0,87 ng/kg.d, een P5 van 0,19 ng/kg.d en een P95 van 2,25 ng/kg.d. De TDI van US-EPA (20 ng/kg.d) wordt voor deze leeftijdscategorie voor de aangenomen assumpties niet overschreden. Onder gegeven assumpties wordt ~52 % 15 - < 21-jarigen blootgesteld aan een orale PFOS dosis groter dan de TDI van 0,63 ng/kg.d afgeleid door EFSA (2020).

De resultaten van de puntschattingen voor blootstelling aan PFOA via eieren uit eigen kippenren staan samengevat in Tabel 53. De hoogste gemiddelde blootstelling van 0,76 ng/kg.d wordt genoteerd voor 3 - < 6-jarigen gevolgd door 0,56 ng/kg.d voor 1 - < 3-jarigen. De EFSA (2020) gezondheidkundige grenswaarde wordt enkel voor de 3 - < 6-jarigen overschreden. Daarentegen vormt de consumptie van eieren nergens een potentieel risico wanneer we refereren aan de TDI van US-EPA. Dit wordt bevestigd in de probabilistische simulaties waar we voor 1 - < 3-jarigen een kans verdeling op blootstelling berekenen die wordt gekenmerkt door een gemiddelde blootstelling van 0,57 ng/kg.d, een P5 van 0,25 ng/kg.d en een P95 van 1,06 ng/kg.d. De TDI van US-EPA wordt voor deze leeftijdscategorie voor de aangenomen assumpties niet overschreden. 32% van de 1 - < 3-jarigen krijgt een dosis groter dan de TWI vooropgesteld door EFSA (2020). De kansverdeling op de blootstelling aan PFOS voor 15 - < 21-jarigen wordt gekenmerkt door een P5 van 0,11 ng/kg.d, een gemiddelde van 0,25 ng/kg.d en een P95 van 0,46 ng/kg.d. Dit betekent dat op basis van de gemeten concentraties in eieren en de aannames gemaakt voor de blootstelling aan PFOA er voor 15 - < 21-jarigen geen overschrijding is van noch de TWI van EFSA (2020), noch van de TDI van US-EPA (2016).

11.6.2 Interne blootstelling

Aansluitend bij de externe blootstellingsberekeningen in Merlin-Expo werden simulaties uitgevoerd om de interne blootstelling, d.i. de concentraties aan PFOS en PFOA in bloedserum, te bepalen. Hiervoor werd het PBPK-model vervat in Merlin-Expo geparameteriseerd met de parameterwaarden van Loccisano et al. (2011), een PBPK-model dat eveneens werd toegepast voor het afleiden van de EFSA (2020) TWI. Invoerparameters waren opnieuw de geometrische gemiddelden en de P75 waarden uit de beschrijvende statistiek (Hoofdstuk 7). Een afzonderlijk scenario werd uitgewerkt om de invloed van PFOS en PFOA aanwezig in commerciële voeding op de blootstelling te kunnen begroten. Om de impact van het consumeren van eieren uit eigen kippenren, een blootstellingsroute waarvoor zowel uit de literatuur als uit de externe blootstellingsbepalingen blijkt dat het een dominante blootstellingsroute vormt, werden eveneens simulaties uitgevoerd op basis van individueel gemeten concentraties in eieren uit de meetcampagne. De resultaten van de interne blootstellingsbepalingen werden enerzijds getoetst aan de HBM I en II waarden vooropgesteld door UBA (2016; 2020) en anderzijds aan de EFSA (2020) interne gezondheidkundige limietwaarde in serum.

Voor deze studie werden leeftijdsafhankelijke serumconcentraties berekend (1,5 tot 80 jaar) en vergelijken we de blootstelling telkens voor drie referentiepunten die de beginfase van de curve beschrijven: de blootstelling na 2 jaar (representatief voor 1 - < 3-jarigen), 6 jaar (piekwaarde voor 3 - < 6-jarigen) en 18 jaar (representatief voor 15 - < 21-jarigen). De gesimuleerde serumconcentraties worden vergeleken met zowel de HBM I en HBM II waarden van UBA (2016; 2020) als de interne referentiewaarde afgeleid door EFSA (2020) (Tabel 44) om de



ernst van de blootstelling te kunnen inschatten. De resultaten van de analyses waar interne concentraties werden doorgerekend volgens de drie bovenstaande blootstellingsscenario's staan samengevat in Tabel 59. Voor de vergelijking baseren we ons op het referentiepunt voor 3 - < 6-jarigen omdat we op die leeftijd de hoogste concentraties aan PFOS en PFOA in het serum berekenen.

Tabel 59: Samenvatting van de gesimuleerde interne blootstelling (serumconcentraties in µg/l voor 3 - < 6-jarigen) uit de blootstellingsanalyses voor verschillende blootstellingsscenario's (zie § 10.5). De met een kleurcode gemarkeerde serumwaarden overschrijden HBM I (PFOS: 5 µg/l; PFOA: 2 µg/l; blauw), EFSA_{intern} (PFOS en PFOA: 6,9 µg/l; oranje) en/of HBM II waarden (PFOS: 20 µg/l; PFOA: 10 µg/l; rood)

serumconcentraties (µg/l)	PFOS	PFOA
Scenario 1 (GM x TGD + commerciële voeding)	16,0	6,3
Scenario 2 (GM x TGD)	5,5	4,0
Scenario 2 (P75 x TGD)	11,3	4,1

GM, P75: respectievelijk het geometrisch gemiddelde en het 75^{ste} percentiel uit de statistische analyses; TGD: Technical Guidance Document S-Risk (Cornelis et al., 2019).

Uit de interne blootstellingsmodellering blijkt dat zowel voor PFOS en PFOA voor 3 - < 6-jarigen onder alle drie de beschouwde scenario's een overschrijding optreedt van de HBM I waarde. Voor PFOS wordt bovendien de EFSA_{intern} referentiewaarde overschreden wanneer we rekening houden met commerciële voeding en wanneer we de berekeningen baseren op de P75 waarde uit de statistische analyses. Voor de 15 - < 21-jarigen berekenen we overschrijding van de HBM I waarde voor scenario 1 (commerciële voeding) en scenario 3 (P75). Voor PFOA wordt de HBM I waarde overschreden voor alle drie beschouwde scenario's.

Tenslotte werden op basis van individuele meetgegevens voor eieren serumconcentraties berekend en vergeleken met enerzijds de HBM I en II waarden vooropgesteld door UBA (2016; 2020) en anderzijds aan de EFSA (2020) interne gezondheidkundige limietwaarde om een eerste schatting te maken van veilige concentraties in eieren. Op basis van deze analyses wordt voor PFOS de HBM I, de EFSA_{intern} en HBM II waarde overschreden bij respectievelijk ~ 2 ng/ g ei (HBM I), ~ 3 ng/g ei (EFSA_{intern}) en ~ 5 ng/g ei (HBM II). Voor PFOA berekenen we overschrijding bij ~ 0,5 ng/ g ei (HBM I), ~ 1 ng/g ei (EFSA_{intern}). Deze waarden moeten als louter indicatief worden beschouwd en kunnen niet onverkort als limietwaarde worden opgelegd.

Samenvattend kunnen we stellen dat er uit de blootstellingsanalyses aanwijzingen zijn dat voor PFOS ook in niet-hot spot gebieden (gebieden waarvan men momenteel aanneemt dat ze niet worden beïnvloed door een actieve bron) een potentieel risico op gezondheidseffecten bestaat wanneer eieren uit eigen kweek in rekening worden gebracht. Beide referentiekaders die werden gebruikt, voor zowel externe als interne blootstelling, wijzen in dezelfde richting. Doordat we ons voor het *worst case* scenario (scenario 3) baseren op de P75 waarde, en niet op een P90 of P95 waarde zoals gebruikelijk in risico-evaluaties, onderschatten we mogelijk het potentiële risico. Hierbij moet bovendien worden opgemerkt dat we niet alle blootstellingsroutes in rekening konden brengen omwille van de vele detectielimietwaarden voor groenten en drinkwater. De blootstelling via



binnenhuisstof wordt mogelijk onder- of overschat doordat we aannemen dat stofzuigerstof gecollecteerd op 4 m² hard oppervlak correspondeert met 1 g binnenhuisstof. Omdat algemeen wordt aangenomen dat binnenhuisstof potentieel een belangrijke bron van blootstelling kan zijn heeft dit mogelijk een belangrijk effect op de uiteindelijke risicoschatting. Ook voor PFOA wijzen de resultaten van zowel externe als interne blootstellingsanalyses op de dominante bijdrage van zelfgekweekte eieren aan de totale blootstelling van lokale oorsprong in het referentiegebied. Ook voor PFOA vormen de resultaten enerzijds een mogelijke onderschatting van de werkelijke blootstelling omdat we gebruik maken van de P75 waarde in het *worst case* scenario. Anderzijds, omdat we niet alle blootstellingroutes in beschouwing kunnen nemen door de vele meetwaarden beneden de detectielimiet en omdat we de blootstelling aan binnenhuisstof niet accuraat kunnen inschatten, moeten we de resultaten met de nodige omzichtigheid beschouwen.

Bevindingen i.v.m. de methodologie

Op basis van deze oefening kunnen enkele aandachtspunten geïdentificeerd worden om de inzetbaarheid van deze instrumenten te vergroten:

- De achtergrondblootstelling via commerciële voeding blijkt een significante bijdrage te leveren aan de PFAS-blootstelling. Meer recente en accurate gegevens voor de Vlaamse situatie zouden toelaten dit onderdeel verder te verfijnen.
- Meetgegevens waarbij de meerderheid van de observaties onder de LOQ is, kunnen niet in de berekeningen worden meegenomen. Verdere optimalisatie van de meettechnieken met lagere LOQ is aangewezen.
- De berekeningen zijn beperkt tot die compartimenten met voldoende meetgegevens boven de LOQ. Hierdoor konden sommige compartimenten niet worden doorgerekend (o.a. groenten, drinkwater). Nieuwe gegevens over PFAS in deze compartimenten met meer gevoelige meettechnieken zijn nodig om een inschatting te kunnen maken van de bijdrage van deze compartimenten tot de blootstelling.

12 CONCLUSIES

De huidige studie werd uitgevoerd bij **19 adolescente deelnemers (17-18 jaar) die eerder al in het 4^{de} VHBP** werden gerekruteerd. De samenstelling van de onderzoeksgroep is bijgevolg niet representatief voor de totale bevolking omwille van het kleine aantal deelnemers en vermits andere bevolkingsgroepen niet vertegenwoordigd zijn. Bijgevolg moet er voorzichtig worden omgesprongen met het maken van conclusies. Deze studie op een beperkte studiepoppulatie heeft vooral de bedoeling om een aanpak en een methodologie uit te testen voor toekomstige studies. De resultaten moeten dus vooral als hypothese-genererend geïnterpreteerd worden.

12.1 PFAS-GEHALTES IN DE DIVERSE MATRICES

In deze studie werden PFAS-gehalten in diverse matrices gemeten in de bodem van de moestuin en kippenren, compost, irrigatiewater voor de moestuin, drinkwater voor de kippen, leidingwater, huisstof, groenten (blad-, peul-, wortel- en knolgewassen), eieren en het serum van de deelnemers.

Niet alle PFAS-componenten werden in alle matrices gemeten, wat vergelijken van profielen moeilijk maakt. Vertakte vormen van PFOS, PFOA en PFHxS werden niet bepaald in de bodemstalen. De bodemstalen werden namelijk gemeten voordat de PFAS-crisis in Zwijndrecht is uitgebroken, die aanleiding gaf tot de start van het meten van vertakte vormen van PFAS.

12.1.1 PFAS in de bodem

Gehalten

PFOS kon bij alle bodemstalen van de moestuin (100%) gekwantificeerd worden, PFOA werd bij 93% van de bodemstalen gekwantificeerd. PFBA werd bij 40% van de bodemstalen waargenomen en PFDA en PFNA bij 27% van de stalen. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in de bodem van de moestuin.

PFOS kon bij alle bodemstalen van de kippenren (100%) gekwantificeerd worden en PFOA bij 84% van de bodemstalen. PFBA en PFDA werden bij 37% van de bodemstalen waargenomen en PFNA bij 26% van de stalen. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in de bodem van de kippenren.

We kunnen concluderen dat de verdeling van de waargenomen PFAS-componenten in de bodem van de moestuin en de kippenren gelijkaardig is op deze 19 locaties.

Vergelijking met toetsingswaarden

De tijdelijk vastgelegde toetsingswaarde voor PFOS (3,8 µg/kg droge stof) en PFOA (4,3 µg/kg droge stof) in bodem van woonzone met moestuin en kippenren wordt in geen enkel staal van de moestuin of kippenren overschreden met uitzondering van 1 moestuin waar de tijdelijk vastgelegde toetsingswaarde voor PFOS beperkt wordt overschreden.



Alle bodemstalen van moestuin en kippenren, met uitzondering van 1 moestuin, lagen ook onder de streefwaarden voor PFOS (1,5 µg/kg droge stof) en PFOA (1 µg/kg droge stof), zijnde de achtergrondconcentratie in niet-vervuilde bodem. De 19 locaties in deze studie kunnen dan ook als achtergrondlocaties beschouwd worden. De 19 locaties behoren ook niet tot één van de momenteel afgebakende no-regret zones.

12.1.2 PFAS in compost

PFOS en L+B PFOS konden bij alle compoststalen (100%) gekwantificeerd worden en PFOA en L+B PFOA werden in 83% van de compoststalen gekwantificeerd. PFDA werd in 50% van de stalen gekwantificeerd en PFNA, PFUnA en 6:2 diPAP in slechts enkele de stalen. De overige PFAS-componenten werden in 1 staal of niet waargenomen in compost.

12.1.3 PFAS in water

6:2 FTS kon bij 87% van de **irrigatiewaterstalen** waarmee de moestuin begoten wordt, worden gekwantificeerd. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in het irrigatiewater voor de moestuin.

6:2 FTS kon bij 74% van de **drinkwaterstalen van de kippen** worden gekwantificeerd. De overige PFAS-componenten werden niet waargenomen in het drinkwater van de kippenren.

6:2 FTS werd bij 80% van de **regenwaterstalen** boven de LOQ waargenomen, PFHpA en PFOA werden in één staal boven de LOQ waargenomen.

6:2 FTS kon bij 84% van de **leidingwaterstalen** voor humane consumptie worden gekwantificeerd. De overige PFAS-componenten werden niet waargenomen in het leidingwater.

We kunnen stellen dat de PFAS-gehalten in het irrigatiewater van de moestuin, het drinkwater voor de kippen en het leidingwater voor humane consumptie vergelijkbaar zijn op deze 19 locaties. De resultaten voor 6:2 FTS in deze studie zijn veel hoger dan de meetresultaten gerapporteerd door VMM in drinkwater (2021) en in oppervlaktewater en grondwater bestemd voor productie van drinkwater (2022). Het is nog niet duidelijk wat daar de reden voor is. Dit zou verder moeten onderzocht worden.

Vergelijking met toetsingswaarden

Momenteel zijn er voor drinkwater drie toetsingswaarden in gebruik: een Europese limietwaarde voor de som van 20 PFAS van 0,1 µg/l (of 100 ng/l), een Europese limietwaarde voor de som van alle PFAS van 0,5 µg/l (of 500 ng/l) en een afgeleide toetsingswaarde van de EFSA TWI voor de som van PFOS, PFOA, PFHxS en PFNA van 4 ng/l.

De LOQ voor PFAS in water is vrij hoog en bedraagt 20 ng/l per component, de vooropgestelde LOQ van 10 ng/l voor drinkwater werd hier niet behaald. De LOQ is al hoger dan de afgeleide EFSA-toetsingswaarde waardoor



we hiermee niet kunnen vergelijken. Voor vergelijking met de Europese limietwaarden is het resultaat afhankelijk van hoe wordt omgegaan met meetwaarden onder de LOQ. Bij een medium bound benadering, waarbij waarden onder de LOQ op de helft van de LOQ gezet worden, overschrijden alle leidingwaterstalen de Europese limietwaarde voor de som van 20 PFAS en 6 leidingwaterstalen de Europese limietwaarde voor de som van alle PFAS. Het is momenteel onduidelijk hoe realistisch de medium bound benadering is. Er is dus nood aan een lagere LOQ voor PFAS in water om een duidelijkere inschatting te kunnen maken.

12.1.4 PFAS in groenten

De detectie van de PFAS-componenten is verschillend tussen de vier types van groenten.

Bij **bladgewassen (sla)** werd PFBA gekwantificeerd in 43% van de stalen en de overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen.

Bij **peulgewassen (tuinbonen)** werd PFBA gekwantificeerd in 67% van de stalen en 6:2 FTS in 60% van de stalen en de overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen.

Bij **wortelgewassen (wortelen)** en **knolgewassen (aardappelen)** werden alle PFAS-componenten weinig of niet waargenomen.

We kunnen stellen dat de onderzochte PFAS-componenten in beperkte mate aanwezig zijn in deze bemonsterde groenten op 19 achtergrondlocaties zonder aanwijsbare PFAS-bron en maar een kleine bijdrage leveren aan de humane PFAS-blootstelling, uitgezonderd voor PFBA in bladgewassen en PFOA en 6:2 FTS in peulgewassen.

12.1.5 PFAS in eieren

PFOA, PFDoA en PFOS kon bij 95% van de eieren gekwantificeerd worden, PFTrA en PFTeA werden bij 84% van de eieren gekwantificeerd. PFDA werd bij 53%, PFBA bij 32% en PFNA bij 26% van de eieren waargenomen. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in eieren van deze 19 achtergrondlocaties.

12.1.6 PFAS in huisstof

PFOS, L+B PFOS, 6:2 FTS en 6:2 diPAP konden bij alle huisstofstalen (100%) gekwantificeerd worden en PFOA en L+B PFOA in 95% van de huisstofstalen. PFNA en PFDA werden in 84% van de huisstofstalen waargenomen en PFDoA in 63% van de in het huisstofstalen. PFBS werd bij 53% van de huisstofstalen waargenomen, 6:2/8:2 diPAP bij 47%, PFHxA bij 37% en PFTeA 8:2 FTS bij 32%. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen in het huisstof.

12.1.7 PFAS in serum

PFAS-gehalten in het serum geven een integraal beeld van de blootstelling van de bestudeerde onderzoeksgroep. Alle onderzochte deelnemers vertonen 100% kwantificeerbare PFOA, L+B PFOA, PFHxS, L+B PFHxS, PFOS en L+B PFOS niveaus in hun serum. Bovendien konden in bijna alle serumstalen PFNA (95%) en



PFDA (89%) waargenomen worden. PUnA kon bij 53% van de stalen gekwantificeerd worden. De overige PFAS-componenten werden weinig of niet waargenomen. De deelnemers worden het meest blootgesteld aan lineair en vertakt PFOS, lineair en vertakt PFHxS, lineair en vertakt PFOA, PFNA en PFDA.

Vergelijking met eerdere meetwaarden in de 4^{de} VHBP-cyclus (2016-2021)

De meetwaarden in het serum voor de PFAS-componenten van de 19 deelnemers van de huidige studie werden vergeleken met de meetwaarden in het serum van dezelfde 19 deelnemers uit de 4^{de} VHBP-cyclus (2016-2021), uitgevoerd door hetzelfde laboratorium. Op groepsniveau zijn er voor PFOS, PFOA, PFDA en PFNA geen significant verschillen tussen de gehalten in het serum van deelnemers van de huidige studie (PFAS@home) en in serum van dezelfde deelnemers tijdens het de 4^{de} VHBP-cyclus. Dit suggereert dat voor deze PFAS-componenten de lichaamsbelasting tussen beide studies gelijkaardig is gebleven. Voor PFHxS wordt er wel een verschil waargenomen met $p=0,09$, met in de huidige studie een iets hogere mediaan en spreiding t.o.v. FLEHS 4.

12.1.8 Algemeen besluit

We concluderen dat op deze 19 locaties in achtergrondgebied zonder gekende PFAS-bronnen:

- de dominante PFAS over de verschillende matrices PFOA, PFOS, PFNA, PFDA, PFBA en 6:2 FTS zijn.
- PFBA matig is waargenomen in de bodem, groenten en eieren.
- 6:2 FTS veel is waargenomen in water en matig is waargenomen in de groenten en niet is waargenomen in eieren.
- PFDoA, PFTrA en PFTeA veel zijn waargenomen in eieren, maar niet in de bodem van de kippenren of in de waterstalen (wel in compoststalen).

Gezien het beperkte aantal deelnemers, kunnen deze resultaten niet veralgemeend worden. Ze kunnen wel een indicatie geven over wat er te verwachten is op achtergrondlocaties zonder gekende PFAS-bron.

12.2 BIJDRAGE VAN DE DIVERSE MILIEUCOMPARTIMENTEN

In deze studie werd een methodologie uitgetest om de bijdrage van de milieucompartimenten tot de gehalten in serum in te schatten op twee manieren: enerzijds met statistische technieken en anderzijds met rekenmodellen. Deze studie legt een basis voor verder onderzoek, onder meer in de regio rond 3M en in de volgende studies van het Vlaams Humaan-Biomonitoringprogramma, waarin deze methodologie bevestigd, verdiept en verfijnd kan worden.

De bijdrage van de PFAS-gehalten in de milieucompartimenten tot de gehalten in serum werd ingeschat aan de hand van correlatietesten. Deze testen konden enkel worden uitgevoerd voor de PFAS met minstens 40% meetwaarden boven de kwantificatielimiet. In verschillende milieucompartimenten is het aantal PFAS dat aan deze voorwaarde voldoet erg beperkt, zeker in leidingwater en in de onderzochte groenten.

Correlaties van matige sterkte met PFAS in serum werden geobserveerd voor huisstof (I+b PFOA, PFOS en I+b PFOS), eieren (PFDoA en PFOS) en bodem van de moestuin (PFBA).

Aangezien de PFAS-gehalten in het huisstof en eieren de belangrijkste bijdrage leveren aan de humane blootstelling, werd bijkomend onderzocht welke milieucompartimenten op hun beurt bijdragen aan de PFAS-gehalten in huisstof en eieren. Op basis van de correlatietesten kunnen volgende observaties gemaakt worden:

- Er is een matige correlatie tussen PFOS in de bodem van de moestuin en I+b PFOS in het huisstof. Dit wijst op mogelijk aanwezigheid van bodemdeeltjes in het huisstof of op een gezamenlijke bron (vb. gebruik van sprays, verbouwingen of een andere ongekende bron).
- Er is een matige correlatie tussen PFOS in de bodem van de kippenren en PFOS in de eieren. Dit kan wijzen op een transfer van PFOS in de bodem naar de kippeneieren.

Voor de tweede benaderingsmethode werden het rekenmodel Merlin Expo gebruikt om doorrekeningen te kunnen uitvoeren voor PFOS en PFOA. De blootstellingsmodellering met dit computerrekenmodel wijst uit dat de consumptie van eieren van eigen kippen een belangrijke factor is voor blootstelling aan PFOS en PFOA, vergeleken met de andere hier onderzochte milieucompartimenten. De bijdrage van eieren van eigen kippen aan de blootstelling op basis van de gemiddelde PFOS en PFOA-gehalten in de eieren bedroeg 38% voor PFOS en 64% voor PFOA. De blootstellingsroute via huisstof kon echter niet optimaal worden berekend omdat de eenheden van de gerapporteerde gegevens (uitgedrukt per filter) niet geschikt waren voor de rekenmodules en er via aannames een omrekening werd gedaan. Mogelijk wordt de bijdrage van huisstof tot de blootstelling aan PFOS en PFOA hierdoor onderschat. In groenten en water lagen alle meetwaarden voor PFOS en PFOA onder de LOQ waardoor deze niet in rekening konden gebracht worden. Volgens de modellen is ook commerciële voeding een belangrijke bron van PFAS, met een berekende bijdrage tot de blootstelling van 62% voor PFOS en 36% voor PFOA.

12.3 MOGELIJKE DETERMINANTEN VAN VARIATIE IN PFAS-GEHALTEN

Kunnen er factoren geïdentificeerd worden die geassocieerd zijn met de waargenomen variatie in PFAS-concentraties?

Determinanten zijn factoren die een deel van de waargenomen spreiding in de concentraties kunnen verklaren. Ze geven geen informatie over mogelijke oorzakelijke verbanden. De resultaten van de statistische analyses om determinanten van PFAS-gehalten te identificeren in de verschillende matrices moeten met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Gezien de beperkte omvang van de studiepopulatie (n=19) zijn de groepen deelnemers in de verschillende categorieën van de determinanten soms erg laag (vb. n=3) waardoor de overeenkomstige mediaanconcentraties sterk kunnen beïnvloed worden door bepaalde persoonlijke kenmerken die niet noodzakelijk te maken hebben met de determinant in kwestie. Het was ook niet altijd mogelijk om categorieën van determinanten samen te voegen omdat er een te groot verschil is in de aard of betekenis van de categorieën. **De resultaten moeten dus vooral als hypothese-genererend geïnterpreteerd worden.**

Het grootste aantal indicaties voor mogelijke determinanten van PFAS-gehalten werden waargenomen voor huisstof, eieren en serum. Voor bodem van de kippenren, leidingwater, bladgewassen, wortelgewassen en knolgewassen konden geen potentiële determinanten geïdentificeerd worden, meestal omdat er weinig PFAS-componenten waren met meer dan 40% meetwaarden boven de LOQ.

Voor PFAS in de **bodem van de moestuin** kon gebruik van compost geïdentificeerd worden als een mogelijke determinant voor PFOS en gebruik van een tuinslang als mogelijke determinant voor PFBA. Bij de groenten kon er enkel voor PFBA in **peulgewassen** een determinantanalyse worden uitgevoerd. Hierbij lijkt de grootte van de moestuin een mogelijke determinant te zijn voor PFBA in de peulgewassen. Bij gebruik van bestrijdingsmiddelen werd een lagere mediaan voor PFBA in peulgewassen waargenomen, wat tegengesteld is aan de verwachting. Verder onderzoek is nodig om de mogelijke betekenis van deze waarnemingen te achterhalen.

Bij PFAS in **eieren** observeerden we hogere mediane concentraties aan vooral lange keten PFAS (PFDoA, PFTrA, PFTeA en PFOS) bij een hogere leeftijd van de kippen, wat in lijn ligt met het persistent karakter van PFAS-componenten en bijgevolg een opstapeling bij toenemende leeftijd. Ook werden er hogere mediane gehalten aan deze lange keten PFAS in eieren waargenomen als er sauzen in de kippenren werden gegooid. Er zijn mogelijk ook aanwijzingen voor het in stand houden van lokale PFAS-contaminatie, bijvoorbeeld de observatie dat de mediaan voor PFOA in eieren hoger was bij zelfgekweekte kippen, de observatie dat de mediaan voor PFTrA in eieren hoger was als er maaisel in de kippenren werd gegooid, maar lager als er schillen van groenten of fruit niet afkomstig uit eigen tuin aan de kippen werd gevoederd. We willen nogmaals herhalen dat het hier telkens gaat over kleine groepjes deelnemers waardoor deze observaties met de nodige voorzichtigheid moeten geïnterpreteerd worden.

Er wordt algemeen aangenomen dat kippen die minder contact hebben met bodemdeeltjes ook minder PFAS opnemen via de bodem. Factoren die contact met bodem kunnen beperken, zijn onder meer het niet voederen op de bodem en een goede begroeiing van de kippenren, wat kan bekomen worden door een voldoende grote oppervlakte van de kippenren. Sommige van onze observaties zijn tegengesteld aan deze veronderstelling. Zo observeren we lagere mediane gehalten aan PFOS en PFOA in eieren van kippen die buiten op de bodem gevoederd worden, hogere mediane PFOA-gehalten in eieren van kippen waar de kippenren voor meer dan $\frac{3}{4}$ begroeid is en hogere mediane gehalten aan PFOA, PFTrA, PFTeA en PFOS indien er gras aanwezig is in de kippenren. Vermoedelijk spelen hier ook andere (onderliggende) factoren een rol en kan er meer duidelijkheid verkregen worden met meervoudige regressiemodellen op een grotere dataset. Het kan ook zijn dat de kippen bij een goed begroeide kippenren langere tijd in de scharrelruimte doorbrengen en zo meer bodem opnemen, of dat er meer bodemorganismen aanwezig zijn (regenwormen, insecten) die bijdragen aan hogere PFAS-opname bij de kippen. In onze resultaten observeren we een hoger percentage meetwaarden van PFDA in eieren boven de LOQ bij een kleinere scharrelruimte, wat wel in overeenstemming is met de verwachting.

In onze resultaten zijn er ook een aantal aanwijzingen voor determinanten van PFAS in **huisstof**. Zo observeren we lagere mediane gehalten aan PFOS en L+B PFOS in huisstof van recentere woningen dan in huisstof van oudere woningen. Dit kan mogelijk een indicatie zijn voor aanwezigheid van PFAS in bouwmaterialen.



Bouwmaterialen waarvoor in onze resultaten hogere mediane gehalten in huisstof werden waargenomen zijn kunststof ramen (hoger aandeel PFBS>LOQ), houten plafond (hoger aandeel PFBS >LOQ) en laminaat (L+B PFOS). Voor aanwezigheid van bezette welfsels, parket en tegels werden lagere mediane PFAS-gehalten in huisstof waargenomen. Dit kan ook te maken hebben met andere factoren, zoals **poetsgedrag**. In woningen waar meerdere keren per week of dagelijks werd gepeetst (stofzuigen of met nat) werden lagere mediane PFAS-gehalten in huisstof waargenomen. In onze resultaten observeren we ook dat in huisstof van deelnemers die **producten** gebruiken om leder te behandelen hogere mediane gehalten aan PFAS worden waargenomen. Ook in huisstof van woningen waar alle bemonsterde ruimtes manueel verlucht werden (openen van ramen of deuren), observeerden we hogere mediane gehalten aan PFAS dan in huisstof van woningen waar slechts een deel van de bemonsterde ruimtes manueel verlucht werd.

Voor PFAS in **serum** observeren we voor verschillende componenten hogere mediane gehalten bij meisjes dan bij jongens. Dit is tegengesteld aan de verwachting, gezien aangenomen wordt dat meisjes een deel van hun lichaamsbelasting aan PFAS uitscheiden via de menstruatie. In de huidige studie hebben we echter een kleine studiepoppulatie en wordt er ook geen rekening gehouden met andere mogelijke invloedfactoren zoals gebruik van cosmetica of contact met PFAS-bevattende producten via hobby's. We hebben ook geen informatie of de meisjes in deze studie al menstrueerden.

In eerdere Vlaamse HBM-studies werd reeds aangetoond dat **consumptie van eieren** van eigen kippen kan bijdragen aan de PFAS-serumwaarden. In deze studie, waar alle deelnemers eieren van eigen kippen eten, observeren we dat ook het aandeel eieren van eigen kippen een mogelijk rol kan spelen. Bij deelnemers waarbij de eieren altijd afkomstig zijn van eigen kippen observeren we hogere PFAS-gehalten in serum dan bij deelnemer die ook eieren van de winkel eten. We observeren dat een hogere leeftijd van de kippen gecorreleerd is met hogere PFAS-gehalten in serum (L+B PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, L+B PFHxS en PFOS). Dezelfde observatie deden we ook bij de PFAS-gehalten in eieren, maar daar waren het PFAS met langere ketens (PFDoA, PFTrA, PFTeA en PFOS).

Voor **consumptie van groenten** uit eigen tuin zijn er in deze beperkte studiepoppulatie weinig tot geen aanwijzingen voor een mogelijke rol in de PFAS-gehalten die we waarnemen in serum. Wel observeren we hogere mediane concentraties aan PFNA, PFOS en L+B PFOS in serum bij deelnemers die een composthoop hebben en zien we ook bij de bodem van de moestuin een hogere mediane concentratie aan PFOS als er een composthoop aanwezig is.

We kunnen ook voor de **kenmerken van de woning** een aantal mogelijke determinanten identificeren voor PFAS-gehalten in serum van de bewoners. Net zoals bij huisstof, vertonen de serumresultaten ook lagere mediane gehalten bij recentere woningen dan bij oudere woningen, zij het dan voor PFHxS en L+B PFHxS (bij huisstof was het PFOS en L+B PFOS). Net zoals bij huisstof, zijn er ook voor de serumresultaten een aantal bouwmaterialen die mogelijk een determinant zijn voor de lichaamsbelasting aan PFAS, zijnde kunststof ramen (L+B PFOA, hoger % PFUnA >LOQ), welfsels met afwasbare verf (PFNA, PFOS, L+B PFOS), gipsplaten met afwasbare verf (PFHxS, L+B PFHxS). Net zoals voor huisstof observeren we bij deelnemers met parket lagere mediane gehalten aan PFOS in serum en bijkomend ook voor PFNA. Voor aanwezigheid van tegels worden voor PFAS in serum tegengestelde resultaten geobserveerd dan voor huisstof. Voor stofzuigen en poetsen met nat worden voor serum gelijkaardige resultaten waargenomen als voor huisstof, zijnde lagere mediane gehalten aan



PFAS bij deelnemers waar meerdere keren per week of dagelijks gepoetst wordt. Ook gelijkaardig aan de resultaten in huisstof is dat bij deelnemers die producten gebruiken om leder te behandelen hogere mediane concentraties PFOS in serum worden waargenomen.



13 BELEIDSADVIES

Deze studie werd opgezet als een “*proof of concept*” of een pilootproject om een complexe studieopzet met metingen in meerdere compartimenten bij dezelfde deelnemers uit te testen en met als doel i) een zicht te krijgen op de PFAS-gehalten in deze compartimenten verspreid in Vlaanderen, ii) hypothesen te formuleren voor de bijdrage van deze compartimenten tot de PFAS-blootstelling en iii) hypothesen te formuleren voor mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de waargenomen PFAS-gehalten.

In dit hoofdstuk beschrijven we de leerlessen en de aanbevelingen op basis van deze studie.

Aanbevelingen/leerlessen in verband met de studieopzet:

- Het blijkt niet zo gemakkelijk om mensen te overtuigen tot deelname aan dergelijke studies. In eerste instantie werden uit de groep van 600 deelnemers aan de 4^{de} cyclus van het Vlaamse humane-biomonitoringprogramma 125 deelnemers die een moestuin en kippen bezaten uitgenodigd tot deelname. Nadien werden ook de overige 485 deelnemers gecontacteerd met de vraag of ze ondertussen kippen en/of een moestuin hadden. Van de 600 deelnemers die gecontacteerd werden, zijn er slechts 19 bereid gevonden om aan deze studie deel te nemen.
 - o Eventueel kan overwogen worden om een korte deelnemersbevraging te organiseren om te achterhalen wat de voornaamste knelpunten of struikelblokken zijn voor de jongeren en hun ouders.
 - o De koppeling van al deze verschillende compartimenten aan dezelfde deelnemers legt sterke beperkingen op aan de bevolkingsgroep die in aanmerking komt voor deelname. Het moeten mensen zijn die én een tuin hebben, én kippen, én compost, én huisstof willen collecteren, én ook binnen een sterk afgebakende leeftijdsgroep voor de bloedafname. Meer flexibiliteit in selectiecriteria kan bijdragen aan een grotere bevolkingsgroep die in aanmerking komt en aan een hogere respons door een mogelijke lagere belasting voor de deelnemers. Dit kan mogelijk bekomen worden door te focussen op een beperkt aantal zeer gerichte onderzoeksvragen of beleidsvragen.
- De vragenlijsten werden ter beschikking gesteld op papier en zo door de deelnemers ingevuld. Hierdoor waren sommige antwoorden niet in het geschikte formaat aanwezig om op te nemen in de databank en waren er verschillende manuele aanpassingen nodig (vb. tekst omzetten in getallen, eenheden converteren, bijgeschreven verduidelijkingen door de deelnemers interpreteren).
 - o Verschillende van deze situaties kunnen worden opgevangen door gebruik te maken van elektronische vragenlijsten waarbij een controle is ingebouwd op de input van de antwoordvelden.
- De metingen van PFAS in compost en in de waterstalen zijn tijdens de looptijd van het project toegevoegd omdat er bijkomend budget beschikbaar kwam. Hiervoor moest een addendum bij het ethisch dossier worden ingediend en moet ook aan de deelnemers opnieuw toestemming gevraagd



worden. Op dat moment was het veldwerk al aan de gang. De laattijdige toevoeging van deze matrices kan hebben bijgedragen aan het weinig voorhanden zijn van compost (bij sommige deelnemers reeds opgebruikt in de tuin) en aan de verwarring bij de waterstalen (zie verder).

- Aanpassingen aan het studieprotocol tijdens de looptijd van het veldwerk kunnen beter zoveel mogelijk vermeden worden. Dit houdt ook in dat er voldoende tijd moet voorzien worden om een doordacht studiedesign te kunnen opstellen en eventueel ook af te toetsen.
- De bemonstering van het huisstof met de stofzuigermethode bleek sterke beperkingen in te houden, hoewel de methode reeds in verschillende wetenschappelijke publicaties werd gehanteerd. De stofstalen bevatten te veel onbruikbaar materiaal (zoals kruimels, haren, stukjes papier of plastic) en de bruikbare fractie was onvoldoende om een betrouwbaar weegresultaat te bekomen. Hierdoor werden de meetresultaten uitgedrukt per filter, wat onbruikbaar was voor de modellen.
 - Eventueel kan nagegaan worden of een alternatieve methode met passieve bemonstering van neervallend stof tot betere resultaten kan leiden. Momenteel lopen er twee PFAS-studies in Vlaanderen (één in de regio Willebroek en één in de omgeving van 3M in Zwijndrecht) waar alternatieve methodes van huisstofbemonstering worden uitgetest.
- De verschillen in het aantal PFAS-componenten die gemeten werden in de verschillende soorten matrix zorgen voor ontbrekende gegevens nodig bij de interpretatie van de resultaten.
 - Het is aangewezen om eenzelfde set van PFAS te meten in de verschillende matrices die deel uitmaken van de studie of hier in elk geval weloverwogen keuzes in te maken in functie van een maximale interpretatie van de resultaten.

Aanbevelingen/leerlessen in verband met de meetmethode:

- Een lagere LOQ voor PFAS in water en in groenten dan wat er mogelijk was in deze studie zou bijdragen tot een meer gedetailleerde interpretatie van de resultaten voor water.
- De meetresultaten voor 6:2FTS in water waren in deze studie erg hoog vergeleken met meetresultaten van VMM. Het is niet duidelijk of dit artefacten zijn in de meting of wel degelijk hoge meetwaarden zijn. Mogelijke verdere pistes:
 - Dezelfde water stalen laten meten door meerdere laboratoria om contaminatie tijdens de procedure uit te sluiten.
 - De stalen in deze studie zijn genomen aan afnamepunten bij de deelnemer thuis, de stalen in het onderzoek van VMM zijn genomen op drinkwaterproductielocaties en -reservoirs. Om een mogelijke aanrijking via de leidingen te onderzoeken, zouden waterstalen kunnen verzameld worden van bij het verdeelcentrum tot aan de kraan in de woningen van verschillende consumenten.
- Het meten van vertakte PFAS-vormen in andere media dan serum, meer bepaald in bodem en in eieren, kan bijdragen tot een beter begrip van de humane blootstellingswegen aan deze vertakte vormen. Kennis over bronnen, blootstellingsroutes, eigenschappen en gezondheidseffecten van vertakte PFAS-componenten is nog erg beperkt. Verder onderzoek is nodig om de betekenis voor en de impact op de Vlaamse bevolking te kunnen begrijpen.

- Een verdere optimalisatie van de meetmethode voor nieuwere PFAS-componenten, zoals 6:2 FTS en andere precursoren en vervangcomponenten is aangewezen om tot een verdere en meer gedetailleerde interpretatie van de resultaten van deze componenten te komen.

Aanbevelingen/leerlessen voor de interpretatie van de resultaten

- Een beperkte studiepopulatie van 19 deelnemers maakt het moeilijk om echte besluiten te kunnen formuleren, zeker in functie van mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de waargenomen PFAS-gehalten. Hiervoor zijn grotere groepen (> 100 deelnemers) aangewezen om met aangepaste statistische technieken, zoals meervoudige regressiemodellen, tot meer gefundeerde resultaten te komen.
- Hoewel de PFAS-gehalten in de bodem van de tuinen tot de achtergrondwaarden behoren, lijken de eieren van de eigen kippen toch een belangrijke component in de blootstelling aan PFAS. Een bevinding die eerder ook al werd aangetoond in de studies van het Steunpunt Milieu en Gezondheid.
 - o Verdere sensibilisatie over een gevarieerde oorsprong van de geconsumeerde voeding door de deelnemers lijkt zinvol.
 - o Verder onderzoek naar factoren die de PFAS-gehalten in eieren uit PFAS-onverdachte gebieden kunnen verklaren, is aangewezen. Een interessante bevinding in deze studie is ook de relatief hoge gehalten aan langere keten PFAS in de eieren. Een aantal resultaten waren in deze studie tegengesteld aan de verwachting (zoals hogere mediane PFAS-waarden bij meer begroeiing of bij gras in de kippenren), waardoor verder onderzoek hiernaar in een grotere studiepopulatie ook aangewezen lijkt.
 - o Er is ook nood aan voldoende recente informatie over PFAS in commerciële eieren in Vlaanderen om na te gaan in welke mate de blootstelling kan beperkt worden via consumptie van eieren uit de winkel.
- De resultaten in deze beperkte studie wijzen niet direct op een significante bijdrage tot blootstelling aan PFAS via groenten uit eigen tuin op achtergrondlocaties. Voor PFAS lijkt de focus bij eigen geteelde voeding dan vermoedelijk meer relevant bij dierlijke producten zoals eieren.
- De correlaties tussen PFAS in huisstof en PFAS in serum doen vermoeden dat huisstof toch ook een bijdrage kan leveren aan de humane blootstelling aan PFAS.
 - o De lagere waargenomen mediane PFAS-gehalten in zowel huisstof als in serum bij deelnemers die vaker poetsen bieden een eenvoudig handelingsperspectief voor deelnemers om hun blootstelling te verminderen.
 - o Voor vele mogelijke invloedfactoren (zoals het gebruik van specifieke producten of verluchten) is het nog onduidelijk welke rol ze spelen bij de aanwezigheid van PFAS in huisstof omdat de groepen deelnemers in de verschillende antwoordopties te klein waren. Verder onderzoek bij een grotere studiepopulatie is ook hier aangewezen.

14 REFERENTIES

ATSDR, 2018. Toxicological profile for Perfluoroalkyls (Draft for Public Comment). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, USA

Brochot C. Quindroit P., 2018. Modelling the Fate of Chemicals in Humans Using a Lifetime Physiologically Based Pharmacokinetic (PBPK) Model in MERLIN-Expo. In: P. Ciffroy et al. (eds.), Modelling the Fate of Chemicals in the Environment and the Human Body, The Handbook of Environmental Chemistry 57, Springer International Publishing AG

Ciffroy P., Alfonso B., Altenpohl A., Banjac Z., Bierkens J., Brochot C., Critto A., De Wilde T., Fait G., Fierens T., Garratt J., Giubilato E., Grange E., Johansson E., Radomyski A., Reschwann K., Suci N., Van Holderbeke M., Verdonck F., Vlajic A., 2016. Modelling the Exposure to chemicals for Risk assessment: a comprehensive Library of multimedia and PBPK models for Integration, Prediction, uNcertainty and Sensitivity analysis – The MERLIN-Expo tool. J. Tot. Env. 568: 770-784.

Coertjens D., Morrens B., Colles A., 2018. Het Faseplan – Van humane biomonitoring naar beleidsactie. Stapsgewijze beleidsdoorwerking van de resultaten van de 3^{de} Vlaamse human-biomonitoringscampagne (2012-2015) – deel Algemeen Vlaanderen. Rapport fase 2 – Interpretatie en beleidsvertaling HBM-resultaten hormoonverstorende stoffen.

Colles A., Bruckers L., Den Hond E., Govarts E., Morrens B., Schettgen T., Buekers J., Coertjens D., Nawrot T., Loots I., Nelen V., De Henauw S., Schoeters G., Baeyens W., Van Larebeke N., 2020. Perfluorinated substances in the Flemish population (Belgium): levels and determinants of variability in exposure. Chemosphere 242: 125250.

C. Cornelis, R. Smolders, R. Van Den Heuvel, E. Govarts, P. De Voogt, W. D'Hollander, L. Roosens, A. Covaci, L. Bervoets, 2009. Gebromeerde brandvertragers en perfluorverbindingen in Vlaanderen: onderzoek naar verspreiding, humane opname, gehalten in humane weefsels en/of lichaamsvochten, en gezondheidseffecten als basis voor de selectie van geschikte milieu- en gezondheidsindicatoren. Deelstudie III: Blootstelling van de Vlaamse bevolking via milieu en voeding: risico-evaluatie. Studie uitgevoerd in opdracht van LNE/OL200500058/6003/M&G

Cornelis C., D'Hollander W., Roosens L., Covaci A., Smolders R., Van Den Heuvel R., Govarts E., Van Campenhout K., Reynders H., Bervoets L., 2012. First assessment of population exposure to perfluorinated compounds in Flanders, Belgium. Chemosphere 86: 308–314



Cornelis C., Standaert A., Willems H., 2019. S-Risk - Technical guidance document. Study accomplished under the authority of OVAM, 2013/MRG/R/76 – revision.

EFSA, 2012. Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure. EFSA Journal, 10, 2743.

EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, del Mazo J, Grasl-Kraupp B, Hogstrand C, Hoogenboom LR, Leblanc J-C, Nebbia CS, Nielsen E, Ntzani E, Petersen A, Sand S, Vleminckx C, Wallace H, Barregård L, Cravedi J-P, Haldorsson TI, Haug LS, Johansson N, Knutsen HK, Rose M, Roudot A-C, van Loveren H, Vollmer G, Mackay K, Riolo F and Schwerdtle T, 2020. Scientific opinion on the risk for human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal, 460 pp.

Expertisecentrum PFAS, 2018. Poly- en PerFluor Alkyl Stoffen (PFAS). Kennisdocument over stoffeigenschappen, gebruik, toxicologie, onderzoek en sanering van PFAS in grond en grondwater

Halldorsson T.I., Rytter D., Haug L.S., Bech B.H., Danielsen I., Becher G., Henriksen T.B., Olsen, S.F., 2012. Prenatal exposure to perfluorooctanoate and risk of overweight at 20 years of age: a prospective cohort study. Environ Health Perspect. 120(5): 668-673.

Harrad, S., Ibarra, C., Abdallah, M.A.E., Boon, R., Neels, H., Covaci, A., 2008. Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes and offices: causes of variability and implications for human exposure. Environ. Int. 34, 1170–1175.

Health Canada, 2018. Consultation Document on Proposed Amendments to the Prohibition of Certain Toxic Substances Regulations, 2012 for PFOS, PFOA, LC-PFCAs, HBCD, PBDEs, DP and DBDPE

Hölzer, J., Lilienthal, H., Schümann, M., 2021. Human Biomonitoring (HBM)-I values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) – Description, derivation and discussion. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 121, 104862.

ITRC, 2017. History and Use of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Interstate Technology and Regulatory Council, Washington DC, USA

Jensen, T.K., Andersen L.B., Kyhl, H.B., Nielsen, F., Christesen H.T., Grandjean P., 2015. Association between perfluorinated compound exposure and miscarriage in Danish pregnant women. PLoS One 10(4): e0123496.

Joensen U.N., Veyrand B., Antignac J.-P., Skakkebaek N.E., Andersson A.-M., Le Bizec B., Jorgensen N., 2013. PFOS (perfluorooctanesulfonate) in serum is negatively associated with testosterone levels, but not with semen quality, in healthy men. Human Reproduction, 28(3): 599-608.

Kowalczyk, J., Göckener, B., Eichhorn, M., Kotthoff, M., Bücking, M., Schafft, H., Lahrssen-Wiederholt, M. & Numata, J., 2020. Transfer of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Feed into the Eggs of Laying Hens. Part 2: Toxicokinetic Results Including the Role of Precursors. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 68, 12539-12548

Loccisano, A.E., Campbell, J.L., Andersen, M.E., Clewell H.J., 2011. Evaluation and prediction of pharmacokinetics of PFOA and PFOS in the monkey and human using a PBPK model. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 59: 157–175

OECD, 2013. OECD/UNEP Global PFC Group, Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs). Environment, Health and Safety, Environment Directorate, OECD

OECD, 2018. TOWARD A NEW COMPREHENSIVE GLOBAL DATABASE OF PERAND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFASs): SUMMARY REPORT ON UPDATING THE OECD 2007 LIST OF PER AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFASs). OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management No. 39

OVAM, 2017. Richtlijnen voor onderzoek van moestuin of kippenren. Rapport d.d. december 2017.

OVAM, 2018. Onderzoek naar aanwezigheid van PFAS in grondwater, bodem en waterbodem ter hoogte van risicoactiviteiten in Vlaanderen. Rapport d.d. juli 2018.

OVAM, 2022. Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. Aanvulling bij basis voor risico-evaluaties.

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. *Analytical chemistry*, 77(19): 6353-6358.

Research Data Centres of the Federal Statistical Office en de Statistical Offices of the Federal States, 2017. Regulations on the analysis of microdata

Schoeters, G., Govarts, E., Bruckers, L., Den Hond, E., Nelen, V., De Henauw, S., Sioen, I., Nawrot, T.S., Plusquin, M., Vriens, A., Covaci, A., Loots, I., Morrens, B., Coertjens, D., Van Larebeke, N., De Craemer, S., Croes, K., Lambrechts, N., Colles, A., Baeyens, W., 2017. Three cycles of human biomonitoring in Flanders - Time trends observed in the Flemish Environment and Health Study. *Int J Hyg Environ Health* 220, 36-45

Schümann, M., lilienthal, H., Hölzer, J., 2021. Human biomonitoring (HBM)-II values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) – Description, derivation and discussion. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 121, 104868.

Schulz, K., Silva, M.R., Klaper, R., 2020. Distribution and effects of branched versus linear isomers of PFOA, PFOS, and PFHxS: A review of recent literature. *Science of the Total Environment*, 733: 139186.

Steunpunt Milieu en Gezondheid, 2020. Vlaams humane-biomonitoringsprogramma 2016-2020. Referentiewaarden bij jongeren. Versie 2 – mei 2020.

Sunderland, E.M., Hu, X.C., Dassuncao, C. et al., 2019. A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 29, 131–147. <https://doi.org/10.1038/s41370-018-0094-1>

Timmermann C.A.G., Rossing L.I., Grontved A., Ried-Larsen M., Dalgard C., Andersen L.B., Grandjean P., Nielsen F., Svendsen K.D., Scheike T., Jensen T.K., 2014. Adiposity and glycemic control in children exposed to perfluorinated compounds. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism* 99(4): E608-E614

UBA, 2016. HBM I values for Perfluorooctanoic acid (PFOA) and Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in blood plasma. Statement of the German Human Biomonitoring Commission. *Bundesgesundheitsbl*, 59: 1364.

UBA, 2020. HBM-II values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane-sulfonic acid (PFOS) in blood plasma. Statement of the Human Biomonitoring Commission of the German Environment Agency. *Bundesgesundheitsbl* 63: 356-360.

US-EPA, 2016. Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). Document number 822-R-16-004.

US-EPA, 2016. Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). Document number 822-R-16-005.

Van Holderbeke M., Bierkens J. en Geerts L., 2020. *Voorstel voor bodemsaneringsnormen voor perfluorooctaansulfonzuur (PFOS) en perfluorooctaanzuur (PFOA)* VITO-studie 2019/Unit/R/2055.

Vaughn B., Winquist A., Steenland K., 2013. Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environ Health Perspect.* 121(11-12): 1313-1318.

Vlaamse Milieumaatschappij, 2021. Perfluorverbindingen in drinkwater.

Vlaamse overheid, 2021. Aanpak PFAS-problematiek. Eerste tussentijds rapport van de opdrachthouder aangesteld door de Vlaamse Regering.

15 BIJLAGES

Bijlage 1: Vragenlijsten

Bijlage 2: Zaaiplan deelnemers

Bijlage 3: Staalnameprotocol leidingwater

Bijlage 4: Overzicht LOQ PFAS-metingen

Bijlage 5:

Bijlage 6: Beschrijvende statistiek studiepopulatie

Bijlage 7: Beschrijvende statistiek PFAS

Bijlage 8: Correlaties tussen PFAS in serum en in milieucompartimenten

Bijlage 9: Correlaties tussen PFAS in de milieucompartimenten

Bijlage 10: Resultaten determinantanalyse

Bijlage 11: Toelichting bij de blootstellingsmodellen en de gebruikte blootstellingsfactoren