



BMH-WAL

**Surveiller l'exposition des Wallons
aux substances chimiques**

BIOMONITORING HUMAIN WALLON BMH-WAL

DÉTERMINATION DES VALEURS DE RÉFÉRENCE POUR LA POPULATION WALLONNE

PHASE 3 : ADULTES DE 40 À 59 ANS

N° RAPPORT : RP1-RAP-24-04063

31 janvier 2025

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	4
RÉSUMÉ.....	6
AUTEURS.....	7
Institut Scientifique de Service Public (ISSeP).....	7
Université Catholique de Louvain (UCLouvain).....	7
Cliniques Universitaires Saint-Luc (CUSL).....	7
Centre Hospitalier Universitaire de Liège (CHU Liège).....	7
Sciensano.....	7
REMERCIEMENTS.....	8
TABLE DES ACRONYMES.....	9
1 INTRODUCTION.....	12
2 OBJECTIFS.....	14
3 SUBSTANCES ÉTUDIÉES.....	15
3.1 Métaux.....	16
3.1.1 Plomb.....	16
3.1.2 Cadmium.....	17
3.1.3 Mercure.....	17
3.1.4 Arsenic.....	18
3.1.5 Chrome.....	19
3.1.6 Cuivre.....	19
3.1.7 Sélénium.....	20
3.1.8 Zinc.....	20
3.1.9 Nickel.....	20
3.1.10 Thallium.....	21
3.2 Bisphénols.....	21
3.3 Métabolites de HAPs.....	22
3.4 PCBs.....	22
3.5 Pesticides.....	23
3.5.1 Métabolites de pesticides organophosphorés.....	23
3.5.2 Métabolites de pesticides Pyréthrinoïdes.....	23
3.5.3 Glyphosate et AMPA.....	24

3.5.4	Pesticides organochlorés	24
3.6	Substances perfluorées (PFAS)	24
4	MATÉRIEL ET MÉTHODE	26
4.1	Type d'étude	26
4.2	Population et zone d'étude	26
4.3	Sélection et recrutement des participants	26
4.4	Collecte des prélèvements biologiques	27
4.5	Informations collectées par questionnaire.....	28
4.6	Analyses chimiques des biomarqueurs d'exposition	28
4.7	Détermination des valeurs de référence	32
4.8	Valeurs de référence sanitaire.....	33
5	RÉSULTATS.....	36
5.1	Description de l'échantillon d'étude	36
5.2	Elaboration des valeurs de référence.....	38
5.3	Métaux.....	65
5.3.1	Plomb	65
5.3.2	Cadmium	65
5.3.3	Mercure	66
5.3.4	Arsenic.....	67
5.3.5	Chrome.....	67
5.3.6	Cuivre	68
5.3.7	Sélénium	68
5.3.8	Zinc	68
5.3.9	Nickel.....	69
5.3.10	Thallium.....	69
5.4	Bisphénols.....	69
5.5	Métabolites de HAPs	70
5.6	Pesticides	71
5.6.1	Glyphosate et AMPA.....	71
5.6.2	Métabolites de pesticides organophosphorés	72
5.6.3	Métabolites de pesticides pyréthrinoides.....	73
5.6.4	Pesticides organochlorés	73
5.7	PCBs.....	74
5.8	PFAS.....	75
	CONCLUSION	77
	BIBLIOGRAPHIE.....	79

AVANT-PROPOS

Ce document constitue une synthèse de différents rapports rédigés dans le cadre du projet BMH-Wal.

Liste des rapports

- ISSeP
 - Rapport sur la campagne de recrutement phase 3 : I. Ruthy, A. Jacques, P. Jacquemin. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, campagne de recrutement : préparation, méthodologie et résultats, phase 3 : adultes de 40-59 ans. RP1-RAP-22-01864. Décembre 2024. 44p.
 - Méthodologie d'élaboration des valeurs de référence : A. Jacques, I. Ruthy, P. Maggi, S. Remy. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, méthodes d'élaboration et d'analyse des résultats BMH-Wal. Février 2023. 11p.

- CHU de Liège
 - Rapport sur les analyses de laboratoire phase 3 : C. Pirard, C. Charlier. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, méthodes d'analyse des bisphénols, des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs), des pesticides pyréthriinoïdes et organophosphorés, du glyphosate, du mercure dans l'urine, des PCBs, des pesticides organochlorés et des substances perfluorées (PFAS) dans le sang. Juillet 2024. 46p.
 - Rapport sur les valeurs de référence phase 3 : C. Pirard, C. Charlier. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, résultats des dosages des marqueurs urinaires de bisphénols, d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs), de pesticides pyréthriinoïdes et organophosphorés, du glyphosate, du mercure ; des substances perfluorées (PFAS) et des polychlorobiphényles (PCBs) et pesticides organochlorés sanguins. Juillet 2024. 131p.

- CUSL et UCLouvain
 - Rapport sur les analyses de laboratoire des CUSL phase 3 : G. Deumer, V. Haufroid. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, dosage des métaux en matrice urinaire. Mars 2024. 43p.
 - Rapport sur les valeurs de référence de l'UCLouvain phase 3 : L. Elens. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, distributions des valeurs de référence AsT, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se Tl et Zn dans les urines. Septembre 2024. 64p.

- Sciensano
 - Rapport sur les analyses de laboratoire phase 3 : H. Demaegdt. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, analysis of Cd, Pb and Hg in blood samples of the reference population group : adults (40-59y), methodological information. Février 2024. 4p.
 - Rapport sur les valeurs de référence phase 3 : H. Demaegdt, K. Cheyns. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, Cadmium, plomb et mercure dans le sang chez les adultes de 40 à 59 ans. Novembre 2024. 22p.

Ce rapport constitue le livrable final du projet BMH-Wal phase III (BMH-Wal 3), ayant pour mission la détermination des valeurs de référence d'exposition d'une catégorie d'âge de la population wallonne, les adultes de 40 à 59 ans, à des substances chimiques présentes dans l'environnement. Il complète les rapports, parus en septembre 2021 et en mars 2023, sur la détermination des valeurs de référence d'exposition de 5 autres catégories d'âge de la population wallonne (les nouveau-nés, les adolescents de 12 à 19 ans, les adultes de 20 à 39 ans, les enfants de 3 à 5 ans et de 6 à 11 ans).

Les avis et opinions délivrés dans le cadre de ce rapport sont établis sur base des données scientifiques et techniques et d'informations disponibles. Dans la mesure du possible, leur source est clairement mentionnée. Bien que l'ISSeP et ses partenaires procèdent à une vérification minutieuse de leur fiabilité, l'ISSeP ne pourra être tenu responsable des erreurs susceptibles de les affecter.

Ce rapport ne peut être reproduit, sinon en entier, sauf accord de l'Institut.

RÉSUMÉ

Le BioMonitoring Humain Wallon (BMH-Wal) est un programme réalisé par un consortium scientifique composé du Centre Hospitalier Universitaire de Liège, de l'Université Catholique de Louvain, des Cliniques Universitaires Saint-Luc, de Sciensano et de l'Institut Scientifique de Service Public. Il répond au souhait du Gouvernement Wallon de disposer de valeurs de référence sur l'exposition des wallon.ne.s à un certain nombre de polluants et de substances chimiques présents dans l'environnement. Après deux premières phases du programme qui se sont déroulées en 2019-2020 et en 2020-2021 qui se focalisaient sur les nouveau-nés, les adolescents de 12 à 19 ans, les adultes de 20 à 39 ans et les enfants de 3 à 5 ans et de 6 à 11 ans respectivement, une troisième phase a ensuite ciblé les adultes de 40 à 59 ans. Dix métaux, cinq bisphénols, dix métabolites de HAPs, six métabolites de pesticides organophosphorés, cinq métabolites de pesticides pyréthrinoïdes, le glyphosate et son métabolite l'AMPA, sept PFAS, quatre PCBs et seize pesticides organochlorés ont été étudiés dans l'urine et le sang des participants.

Entre avril et août 2023, 302 adultes de 40 à 59 ans, répartis sur les cinq provinces wallonnes, ont participé à la phase 3 du projet BMH-Wal. Le questionnaire complété par les participants a permis de décrire le statut socio-économique des participants ainsi que d'autres paramètres importants pour l'élaboration de valeurs de référence comme le tabagisme ou la consommation de poisson dans les jours qui précèdent le prélèvement des échantillons biologiques. Les résultats descriptifs des niveaux d'imprégnation sont présentés dans ce rapport ainsi qu'une comparaison aux niveaux mesurés dans d'autres régions ou pays.

Des valeurs de référence ont été établies pour l'ensemble des substances analysées sauf pour un bisphénol (BPP), deux métabolites de pesticide organophosphoré (DETP et DEDTP), un métabolite de pesticide pyréthrinoïde (4F-3-PBA), l'AMPA, deux PFAS (PFHxA et PFFpA), un PCB (PCB118) et treize pesticides organochlorés en raison de taux de détection trop faibles.

Globalement, les résultats obtenus pour les marqueurs mesurés dans le cadre de cette phase 3 du premier programme de Biomonitoring Humain Wallon sont pour la plupart proches de ceux rapportés dans d'autres études nationales ou internationales, voire inférieurs pour les substances qui ont subi, ces dernières années, des restrictions au niveau belge et/ou européen.

Mots clés : BMH-Wal ; biomonitoring ; Wallonie ; imprégnation ; exposition ; environnement ; biomarqueurs ; métaux ; HAPs ; pesticides ; bisphénols ; PFAS ; PCBs ; adultes ; population générale ; urine ; sang.

Citation suggérée : Jacques A., Pirard C., Elens L., Demaegdt H., Ruthy I., Charlier C., Haufroid V., Cheyns K., Jacquemin P. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, détermination des valeurs de référence pour la population wallonne, phase 3 : adultes 40-59 ans. Rapport RP1-RAP-24-04063. Janvier 2025. 88p.

AUTEURS

INSTITUT SCIENTIFIQUE DE SERVICE PUBLIC (ISSEP)

JACQUES Aline, attachée, Cellule Environnement-Santé, Direction des Risques Chroniques.

RUTHY Ingrid, attachée, Cellule Environnement-Santé, Direction des Risques Chroniques.

JACQUEMIN Pierre, responsable, Cellule Environnement-Santé, Direction des Risques Chroniques.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN (UCLouvain)

ELENS Laure, Louvain Drug Research Institute (LDRI).

CLINIQUES UNIVERSITAIRES SAINT-LUC (CUSL)

HAUFROID Vincent, Laboratoire de Biochimie Analytique.

DEUMER Gladys, Laboratoire de Biochimie Analytique.

CENTRE HOSPITALIER UNIVERSITAIRE DE LIÈGE (CHU LIÈGE)

PIRARD Catherine, responsable scientifique, Laboratoire de Toxicologie clinique, médico-légale, de l'environnement et en entreprise.

CHARLIER Corinne, cheffe de service, Laboratoire de Toxicologie clinique, médico-légale, de l'environnement et en entreprise.

SCIENSANO

DEMAEGDT Heidi, scientifique, Service Trace Elements and Nanomaterials

CHEYNS Karlien, responsable, Service Trace Elements and Nanomaterials.

Contact : biomonitoring@issep.be

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier l'ensemble des participants au projet BMH-Wal ainsi que les institutions qui nous ont permis d'entrer en contact avec ces participants.

Merci également à Annick Vinders, Jérôme Chrétien, Philippe Roelandt, Michel Jacobs, Sophie Sleypenn et Fabrice Terlonge de l'ISSEP pour leurs précieuses contributions.

Enfin, merci à la CPES, l'Iweps et au VITO pour leur appui scientifique.

TABLE DES ACRONYMES

METAUX

- As : arsenic
 - AsT : arsenic total
 - Asi : arsenic inorganique
 - DMA : acide diméthylarsinique
 - MMA : acide monométhylarsonique
- Cd : cadmium
- Cr : chrome
 - CrIII : chrome trivalent / CrVI : chrome hexavalent
- Cu : cuivre
- Hg : mercure
- Ni : nickel
- Pb : plomb
- Se : sélénium
- Tl : thallium
- Zn : zinc

BISPHENOLS

- BPA : bisphénol-A
- BPS : bisphénol-S
- BPZ : bisphénol-Z
- BPF : bisphénol-F
- BPP : bisphénol-P

HAPs : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

PESTICIDES

- AMPA : acide aminométhylphosphonique
- OPs : pesticides organophosphorés
 - DAPs : dialkylphosphates
 - DEP : diéthylphosphate
 - DETP : diéthylthiophosphate
 - DEDTP : diéthylthiophosphate
 - DMTP : diméthylthiophosphate
 - DMDTP : diméthylthiophosphate
 - TCPy : 3,5,6-trichloro-2-pyridinol
- PYR : pesticides pyréthrinoïdes
 - c-DCCA : acide cis-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane-1-carboxylique
 - t-DCCA : acide trans-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane-1-carboxylique
 - 3-PBA : acide 3- phénoxybenzoïque
 - DBCA : cis-3(2,2-dibromovinyle)-2,2-diméthylecyclopropanoïque
 - 4-F-3-PBA : acide 4-fluoro-3- phénoxybenzoïque
- OCs : pesticides organochlorés
 - HCB: hexachlorobenzène
 - a-HCH : alpha -hexachlorohexane
 - b-HCH: beta-hexachlorohexane
 - g-HCH: gamma- hexachlorohexane
 - t-chlordane : trans-chlordane
 - c-nonachlor & t-nonachlor : cis- et trans-nonachlor
 - DDE: dichlorodiphényldichloroéthylène (2,4' & 4,4'-DDE)
 - DDT : dichlorodiphényltrichloroethane (2,4'-DDT)

PFAS : substances per- et polyfluoroalkylées

- PFOA : acide perfluorooctanoïque
- PFOS : acide perfluorooctanesulfonique
- PFHxS : acide perfluorohexane sulfonique

PFHxa : acide perfluorohexanoïque
PFHpA : acide perfluoroheptanoïque
PFNA : acide perfluorononanoïque
PFDA : acide perfluorodécanoïque
DAPs : dialkylphosphates
PCBs : polychlorobiphényles
POPS: polluants organiques persistants

µg/g créat : microgramme/gramme de créatinine
ng/g lip : nanogramme/ gramme de lipides
µg/L : microgramme/litre
BE : biomonitoring equivalent
BGV : biomonitoring guidance value
EDTA : acide éthylène diamine tétra-acétique
GC-MS : chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse
IC : intervalle de confiance
ICP-MS : spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif
LOQ : limite de quantification
MG : moyenne géométrique
N : nombre de participants
P5, P10, P25, P50, P75, P90, P95 : percentile 5, 10, 25, 75, 90 et 95 respectivement
QC : quality control (contrôle-qualité)
VRS : valeur de référence sanitaire
VR95 : valeur de référence d'exposition

BETTERMILK : Emergent and persistent contaminants exposure in breastfeeding babies and lactating mothers. Environmental and dietetic factors characterisation and risk assessment (Espagne)
BHUL : Biothèque Hospitalo-Universitaire de Liège
BIOAMBIENT.ES : Biomonitoring Study of Environmental Contaminants (Espagne)
BMH-Wal : BioMonitoring Humain Wallon
CELSPAC: YA : Central European Longitudinal Studies Parents and Children: Young Adults (République Tchèque)
CHMS : Canadian Health Measures Survey (Canada)
CHU-Liège Toxicologie : Service hospitalo-universitaire de Toxicologie clinique, médico-légale, de l'environnement et en entreprise du Centre Hospitalier Universitaire
CIRC : Centre international de Recherche sur le Cancer (IARC en anglais): <https://www.iarc.who.int/>
CzechHBM : Czech Human Biomonitoring (République Tchèque)
DEMOCOPHES : DEMOnstration of a study to COordinate and Perform Human biomonitoring on a European Scale
ECHA : Agence européenne des produits chimiques : <https://echa.europa.eu/>
ESB : Environmental Specimen Bank
ESTEBAN : Etude de Santé sur l'Environnement, la Biosurveillance, l'Activité physique et la Nutrition (France)
EXPOPESTEN : EXposition de la POulation aux PESTicides ENvironnementaux
FLEHS : Flemish Environment and Health Study (Belgique)
HBM4EU : European Human Biomonitoring Platform: <https://www.hbm4eu.eu/>
IFCC-LM : International Federation of Clinical Chemistry and Laboratory Medicine: <https://www.ifcc.org/>
IMePoGe : Imprégnation par les Métaux de la Population Générale (France)

INSEF-ExpoQuim : Exposure of the Portuguese Population to Environmental Chemicals : a study nested in INSEF 2015 (Portugal)

ISSEP : Institut Scientifique de Service Public : <https://www.issep.be>

IUPAC : International Union of Pure and Applied Chemistry: <https://iupac.org/>

IWEPS : Institut wallon de l'évaluation, de la prospective et de la statistique : <https://www.iweps.be/>

NHANES : National Health and Nutritional Examination Survey (USA)

Oriscav-Lux2 : The second observational study of cardio-vascular risk factors in the general population in Luxembourg (Luxembourg)

PARC : Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals

POLAES : Polish aligned environmental study (Pologne)

Sciensano - Unité Eléments-traces de Sciensano

SIVR : Italian Society of Reference Values (Italie)

SLO-HBM : National HBM Survey (Slovénie)

Swiss TPH HBM4EU : Swiss Tropical and Public Health Institute - Human Biomonitoring for Europe Program for Switzerland (Suisse)

UBA : German Environment Agency

UCLouvain : Louvain Drug Research Institute (LDRI) – Université Catholique de Louvain (UCLouvain)

CUSL : Laboratoire de Biochimie Analytique des Cliniques Universitaires Saint-Luc

1 INTRODUCTION

Le biomonitoring humain consiste en la mesure de substances ou de leurs métabolites dans des fluides ou tissus humains (sang, urine, cordon ombilical, cheveux, ...). Il permet d'obtenir une estimation de l'exposition interne et globale des personnes aux substances, toutes sources et voies d'exposition confondues. A ce titre, le biomonitoring est particulièrement utile pour le suivi des substances largement distribuées dans l'environnement intérieur et extérieur (eau, air, sol) mais également dans l'alimentation et les produits de la vie quotidienne. Les données collectées lors de campagnes de biomonitoring permettent de suivre l'évolution au fil du temps de l'exposition de la population aux substances, de repérer les points noirs environnementaux, de surveiller l'exposition des populations vulnérables et de soutenir la mise en œuvre et le développement de politiques qui minimisent l'exposition aux polluants et à des produits chimiques dangereux.

En Wallonie, plusieurs programmes de biomonitoring ont été menés depuis 2005¹. Jusqu'en 2013, les études ont concerné des situations locales relatives à des populations exposées aux métaux présents dans le sol. D'autres études ont ensuite vu le jour. Ainsi, l'université catholique de Louvain (UCLouvain) (Hoet et al., 2013) a réalisé un biomonitoring destiné à identifier des valeurs de référence belges pour les métaux dans l'urine d'adultes. En 2018, le Centre Hospitalier Universitaire (CHU) de Liège (Pirard et al., 2018) a publié les résultats d'un biomonitoring relatif à l'exposition aux perturbateurs endocriniens d'un échantillon d'environ 200 adultes. La même année, le projet EXPOPESTEN (Giusti et al., 2018 ; Pirard et al., 2020) entrepris par l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP) a mis en évidence des résultats d'imprégnation en pesticides pour 250 enfants de 9 à 12 ans provenant de 5 localités wallonnes. En 2020, l'UCLouvain a, cette fois, produit des valeurs de référence pour les métaux dans le sang de la population adulte belge (Hoet et al., 2020).

En 2019, le Gouvernement wallon a confié la coordination et la mise en place d'un programme de biomonitoring humain intitulé BMH-Wal (BioMonitoring Humain Wallon) à l'ISSeP. Pour mener à bien ce projet, l'ISSeP s'est adjoint les services du laboratoire de toxicologie du CHU de Liège, du laboratoire de Biochimie Analytique des Cliniques Universitaires Saint-Luc et de l'UCLouvain (UCLouvain-CUSL) et de l'unité Eléments-Traces de Sciensano. Les résultats de la phase I du projet BMH-Wal (BMH-Wal 1), qui ciblait 3 catégories d'âge de la population wallonne (les nouveau-nés, les adolescents de 12 à 19 ans et les adultes de 20 à 39 ans) ont été présentés publiquement en octobre 2021. Les résultats de la phase II (BMH-Wal 2) qui ciblait les enfants de 3 à 5 ans et de 6 à 11 ans, ont quant à eux, été publiés en mai 2023. Le présent document rapporte les résultats de la phase III (BMH-Wal 3) relative aux adultes de 40 à 59 ans. L'ensemble des rapports est disponible sur le site web de l'ISSeP (<https://www.issep.be/biomonitoring/>).

Les efforts conjoints de 30 pays européens, de l'Agence européenne pour l'environnement et de la Commission européenne ont permis de créer un projet commun appelé HBM4EU (2017-2021) dont un des enjeux majeurs consiste à harmoniser les procédures de biomonitoring humain dans les pays participants afin de fournir aux décideurs politiques des données comparables quant à l'exposition humaine aux produits chimiques en Europe et orienter les politiques communautaires. Les guidelines

¹ Parmi eux figurent également les participations de la Wallonie aux études de l'OMS (études concernant les POPs dans le lait maternel) et au programme COPHES/DEMOCOPHES.

produites dans le cadre de HBM4EU pour la réalisation des différentes étapes d'un Biomonitoring constituent un cadre de référence méthodologique pour le projet BMH-Wal.

En mai 2022, le partenariat européen pour l'évaluation des risques liés aux substances chimiques (PARC), dont l'ISSeP fait partie, est lancé. Il regroupe plus de 200 partenaires scientifiques venus de 28 pays ainsi que des agences de l'Union européenne. Le partenariat a pour ambition de mettre en place une évaluation des risques des substances de nouvelle génération, intégrant à la fois la santé humaine et l'environnement, dans une approche « Une seule santé-One Health ». Pour ce faire, il s'appuiera sur les connaissances acquises dans le cadre de HBM4EU.

2 OBJECTIFS

L'objectif principal du programme BMH-Wal est la détermination de valeurs de référence d'exposition de la population générale. Une valeur de référence renseigne sur le niveau d'imprégnation d'une population particulière, à une substance chimique à un moment donné. Elle fixe une limite arbitraire entre le « bruit de fond » d'exposition à la substance d'intérêt dans la population d'étude et la partie supérieure des niveaux d'exposition. Elle reflète donc une concentration biologique seuil au-delà de laquelle le niveau d'exposition de la population est estimé élevé mais elle ne donne aucune information sur l'existence ou la possibilité de survenue d'un quelconque effet sanitaire associé à ce niveau d'exposition. Les valeurs de référence d'exposition sont nécessaires pour interpréter les données acquises lors de campagnes de biomonitoring : elles permettent la comparaison des données d'imprégnation des individus à celles d'une population de référence et l'identification d'individus surexposés par rapport à cette population de référence.

Le concept de valeur de référence a été introduit par Grasbeck et Saris en 1969 (Grasbeck et Saris, 1969). Ce concept a remplacé celui des valeurs dites normales qui reposait sur l'hypothèse erronée de distribution normale des paramètres biologiques. Entre 1980 et 2000, des recommandations internationales ont été publiées par l'IFCC-LM (International Federation of Clinical Chemistry and Laboratory Medicine) sur la production des valeurs de référence, puis révisées en 2008. L'IFCC-LM préconise la détermination des P2.5 et P97.5 comme intervalle de référence avec un intervalle de confiance de 90% via des méthodes statistiques non paramétriques, sur un échantillon d'au moins 120 individus (Solberg, 1987). En 1997, l'IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) recommande l'utilisation d'un intervalle de couverture de 0.95 avec une incertitude de couverture à un niveau de confiance de 95%. Cette méthode permet le calcul de valeurs de référence sur des échantillons de moins de 120 individus (Poulson, 1997). S'inspirant des recommandations publiées par HBM4EU (délivrable D10.5) et de leur expérience dans le domaine, les partenaires du programme BMH-Wal ont adopté une méthodologie commune pour l'élaboration des valeurs de référence (voir Avant-propos).

3 SUBSTANCES ÉTUDIÉES

Les substances étudiées dans le programme BMH-Wal sont des substances émergentes (substances prioritaires selon HBM4EU, perturbateurs endocriniens retenus par Pirard et al. 2018 et métabolites de pesticides) et des substances classiques² (métaux, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), polychlorobiphényles (PCBs), polluants organiques persistants (POPs)). Elles sont mesurées dans le sang et/ou l'urine des participants.

TABLEAU 1 : SUBSTANCES ÉTUDIÉES DANS LA PHASE 3 DU PROGRAMME BMH-WAL

Urine	Sang
Métaux et éléments traces	Métaux
Arsenic (total)	Plomb
Cadmium	Cadmium
Chrome (total)	Mercure
Cuivre	Pesticides organochlorés
Mercure	Aldrine
Nickel	Dieldrine
Plomb	Endrine
Sélénium	Hexachlorobenzène
Thallium	α-hexachlorocyclohexane
Zinc	β-hexachlorocyclohexane
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (métabolites)	γ-hexachlorocyclohexane
1-naphtol	t-chlordane
2-naphtol	Oxychlordane
2-hydroxyfluorène	c-nonachlor
3-hydroxyfluorène	t-nonachlor
9-hydroxyfluorène	Heptachlor epoxide
1-hydroxyphénanthrène	2,4'-DDT (2,4'-Dichlorodiphényltrichloroéthane)
2-hydroxyphénanthrène	2,4'-DDE (2,4'-Dichlorodiphényldichloroéthylène)
3-hydroxyphénanthrène	4,4'-DDE (4,4'-Dichlorodiphényldichloroéthylène)
4-hydroxyphénanthrène	β-endosulfan
1-hydroxypyrene	PerFluoroAlkyl Substances (PFAS)
Pesticides organophosphorés (métabolites)	Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)
Trichloropyridinol (TCPY)	Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)
Diméthylthiophosphate (DMTP)	Acide perfluorooctanoïque (PFOA)
Diméthylidithiophosphate (DMDTP)	Acide perfluorononanoïque (PFNA)
Diéthylphosphate (DEP)	Acide perfluorodécanoïque (PFDA)
Diéthylthiophosphate (DETP)	Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)
Diéthylidithiophosphate (DEDTP)	Acide perfluorooctanesulfonique (PFOS)
Glyphosates	Polychlorobiphényles
Glyphosate	2,4,5,3',4'-Pentachlorobiphényle (PCB 118)
AMPA	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphényle (PCB 138)
Pesticides pyréthrinoïdes (métabolites)	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle (PCB 153)
4-F-3-PBA [acide 4-fluoro-3-phénoxybenzoïque]	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphényle (PCB 180)
cis-DCCA [acide cis-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane carboxylique]	
trans-DCCA [acide trans-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane carboxylique]	

² On entend par substances « classiques » les substances pour lesquelles l'exposition et les risques sanitaires pour les Wallons restent difficiles à cerner alors même que les données environnementales sont abondantes et que des législations d'interdiction ou de réduction sont en vigueur.

DBCA [acide cis-3-(2,2-dibromovinyl)-2,2-diméthylcyclopropane carboxylique]	
3-PBA [acide 3-phénoxybenzoïque]	
Bisphénols - Urine	
Bisphénol A	
Bisphénol S	
Bisphénol Z	
Bisphénol F	
Bisphénol P	

3.1 MÉTAUX

Les métaux sont naturellement présents dans la croûte terrestre. Ils sont libérés dans notre environnement par des processus tels que l'érosion, les éruptions volcaniques mais aussi par des activités humaines telles que les extractions minières, la sidérurgie, la métallurgie, l'industrie ou l'agriculture. Certains éléments dont le cuivre (Cu), le sélénium (Se) et le zinc (Zn) sont essentiels pour l'homme, leur déficit peut causer des troubles fonctionnels ou structuraux, des désordres métaboliques, immunitaires et/ou des symptômes plus caractéristiques. Ils sont cependant également responsables d'une toxicité lorsqu'ils sont apportés en excès. Le nickel (Ni) est un élément indispensable à la croissance de nombreuses espèces de micro-organismes et de plantes, mais chez l'Homme, son caractère essentiel reste discuté. Le mercure (Hg), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le thallium (Tl) et le plomb (Pb) n'ont pas de rôle physiologique ou métabolique connu chez l'homme et leur présence dans l'organisme peut provoquer de nombreux dysfonctionnements et diverses maladies. Le taux d'absorption des métaux dépend de nombreux facteurs dont le type de composé et ses caractéristiques physico-chimiques comme sa solubilité dans les milieux biologiques ou la voie d'exposition par exemple.

3.1.1 PLOMB

Le plomb, élément non essentiel pour l'Homme, a des cibles multiples. Il affecte principalement les systèmes nerveux, reproducteur et cardiovasculaire et les reins, et le niveau sans effet toxique reste non déterminé. Le Centre international de recherche sur le cancer a classé le plomb inorganique comme probablement cancérigène pour l'Homme (groupe 2A, estomac)

La neurotoxicité développementale chez les foetus et les jeunes enfants est une préoccupation majeure. Le système nerveux en développement est particulièrement vulnérable à la neurotoxicité induite par le plomb. Chez les enfants, une diminution de l'attention, des performances de réaction et des performances aux tests d'intelligence et une altération de la fonction cognitive ont été décrites même à de faibles niveaux d'exposition.

La plombémie, actuellement considérée comme l'indice d'exposition au plomb le plus fiable, reflète à la fois l'apport « récent » dans les mois précédents et l'équilibre avec le plomb stocké dans d'autres tissus. Elle ne reflète cependant pas nécessairement la charge corporelle totale accumulée dans les os.

La détermination du plomb dans l'urine a l'inconvénient d'une plus grande variation individuelle que dans le sang et d'un risque appréciable de contamination externe lors du prélèvement. Mais la collecte d'urine est non invasive et est, dans certaines circonstances, un substitut du sang facilement disponible. La plomburie reflète le plomb récemment absorbé, la fraction qui a diffusé à partir du

plasma et est excrétée par les reins. Une meilleure corrélation semble être observée entre la concentration de Pb dans le plasma et celle dans les urines qu'entre la plombémie et la plomburie.

Des mesures comme l'interdiction de l'essence au plomb ou celle des conduites en plomb ont permis de réduire l'exposition de la population au plomb. Aujourd'hui, la principale voie d'exposition est l'ingestion d'aliments et d'eau potable contaminés et, chez les enfants, de produits non alimentaires contenant du plomb (poussière domestique, peinture, terre).

3.1.2 CADMIUM

Le cadmium n'a pas de rôle physiologique connu pour l'Homme. Il est principalement toxique pour les reins, en particulier pour les cellules tubulaires proximales où il s'accumule, ce qui entraîne un défaut de réabsorption tubulaire associé à une augmentation de l'excrétion urinaire de glucose, calcium, phosphate, acide urique, acides aminés et protéines de bas poids moléculaire. Le cadmium peut également provoquer une déminéralisation osseuse, soit par des lésions osseuses directes, soit indirectement par suite d'un dysfonctionnement rénal. Le Centre International de Recherche sur le Cancer a classé le Cd comme cancérigène pour l'Homme (groupe 1, poumon).

Le cadmium est élément trace métallique ubiquitaire, présent dans les différents compartiments de l'environnement du fait de sa présence à l'état naturel de la croûte terrestre, du fait de l'érosion des sols et des activités industrielles humaines. Le cadmium a été abondamment utilisé pour protéger l'acier contre la corrosion (cadmiage). Il est utilisé dans les piles, les peintures (pigments), comme stabilisant dans les plastiques de type PVC, les encres, les émaux, les bijoux de fantaisie, matériels électriques comme les batteries au nickel-cadmium, les cellules solaires ou photoélectriques, les semi-conducteurs, les revêtements anticorrosion, comme constituant de nombreux alliages (Oleko et al, 2021).

La principale source d'exposition de la population générale qui ne fume pas est l'alimentation. Chez les fumeurs, la contribution de l'inhalation de la fumée de cigarette devient majeure. La consommation fréquente d'abats (rognons), de coquillages et de champignons sauvages sont une autre voie d'exposition au cadmium.

Le cadmium urinaire est largement accepté comme le biomarqueur le plus valable de l'exposition chronique et de la charge corporelle à ce métal dont la demi-vie est particulièrement longue (>15 ans) et le cadmium sanguin comme indicateur d'une exposition plus récente (environ trois mois). Cependant, les deux indicateurs sont influencés par l'exposition actuelle et la charge corporelle, l'importance relative de ces facteurs étant fonction des circonstances et principalement de la durée et de l'intensité de l'exposition. L'âge, le sexe et le statut tabagique sont des facteurs connus pour influencer les concentrations en Cd.

3.1.3 MERCURE

Le mercure élémentaire (ou métallique) est liquide dans des conditions normales de pression et de température. Les émissions liées aux activités humaines incluent la combustion de déchets, la combustion de carburants fossiles et divers processus industriels, ou encore l'élimination inappropriée de produits contenant du mercure (ATSDR, 1999). Au niveau industriel, l'exploitation minière, les cimenteries, les sidérurgies et métallurgies, les incinérateurs de déchets, de boues d'épuration et de déchets de broyeurs d'automobiles, ainsi que les industries utilisant des procédés « chlore-alcali » sont

les principales sources d'émission ponctuelles (Groupe de travail interministériel de Santé Canada 2004 ; Takahashi et al., 2008). L'exploitation artisanale et à petite échelle de l'or reste une source importante de contamination de l'environnement dans certaines régions du monde.

La concentration de mercure total dans le sang reflète principalement une exposition alimentaire récente à des formes organiques du mercure, notamment le méthylmercure se trouvant dans le poisson et les crustacés. La concentration de mercure dans l'urine sert généralement à évaluer l'exposition récente au mercure élémentaire et inorganique. En plus de l'exposition liée à la contamination environnementale par les processus industriels, le bris de thermomètres à mercure, baromètres ou de lampes à basse énergie, les amalgames dentaires sont d'autres sources d'exposition pour la population générale (Berglund et al., 1988 ; Barregaard et al., 1993).

La toxicité du mercure dépend de sa forme chimique. Le principal organe cible du mercure organique est le système nerveux central. Le mercure inorganique provoque principalement des lésions rénales (tubulaire et glomérulaire) et le mercure élémentaire cause des atteintes du système nerveux, des reins et des poumons, s'il est inhalé (Oleko et al., 2021). Les foetus, les nouveau-nés et les enfants sont parmi les plus vulnérables et les plus sensibles aux effets néfastes du mercure, notamment le méthylmercure. Ce dernier peut provoquer des dommages importants au système nerveux, dont les effets peuvent être observés même à des niveaux très bas.

3.1.4 ARSENIC

L'arsenic (As) est omniprésent dans l'environnement et n'a pas de rôle physiologique ou métabolique connu chez l'homme, c'est un contaminant. Dans le passé, il était utilisé par ex. dans les pesticides dont des produits de traitement du bois qui ont conduit à une contamination environnementale très dispersée. De plus, l'arsenic est utilisé dans les alliages métalliques des batteries au plomb des véhicules. L'arsenic est aussi utilisé dans l'industrie des semi-conducteurs pour les diodes, les transistors ou l'optoélectronique. Une contamination locale peut se trouver à proximité des industries de production/transformation des métaux comme les broyeurs à métaux.

Les concentrations d'arsenic dans le sol sont généralement plus faibles dans les pays d'Europe du Nord que dans les pays du Sud (Tarvainen et al., 2013). Des points chauds naturels locaux ou régionaux d'origine géologique existent également (par exemple Cornouailles, Italie du Nord, Hongrie), qui influencent les concentrations d'As dans les sols et les eaux souterraines.

L'arsenic, dans l'environnement et dans les aliments, est présent sous de nombreuses formes chimiques inorganiques et organiques ayant des propriétés et une toxicité très différentes (Francesconi et al., 2002 ; Hughes, 2002).

L'exposition de la population générale à l'arsenic est principalement d'origine alimentaire. L'influence de la consommation de produits de la mer sur la concentration urinaire en As total (AsT) est bien documentée et liée aux composés organiques de l'arsenic (AsO). Les aliments d'origine terrestre contiennent une concentration en AsT moins élevée que les produits de la mer, mais la proportion d'arsenic inorganique (AsI) y est plus importante.

L'AsO (arsénoglucides, arsénocholine, arsénobétaïne, arsénolipides) de faible toxicité, provient majoritairement des poissons, crustacés, mollusques et algues qui peuvent en être très riches. Les compléments alimentaires basés sur ces produits peuvent présenter des concentrations élevées en

arsenic (Gao et al., 2018 ; Cheyns et al. 2021). Certains végétaux peuvent également contenir de l'AsO (ex. champignons) (Ruttens, 2012 ; Ruttens, 2018 ; Kohlmeyer, 2003). L'AsO est majoritairement excrété dans les urines sous forme inchangée, mais il peut être également partiellement métabolisé en acide diméthylarsinique (DMA).

L'AsI est apporté par le sol et l'eau, et donc les nourritures dites terrestres. Parmi les aliments terrestres qui requièrent une attention particulière figurent les céréales (riz) car elles peuvent contenir des concentrations relativement élevées d'As et contribuent fortement à l'absorption d'arsenic en raison de leur consommation élevée (USFDA, 2022). L'AsI est toxique et susceptible de causer des effets très variés (cutanés, respiratoires, neurologiques, cardiovasculaires, hépatiques, rénaux, hématologiques, etc.) et le Centre International de Recherche contre le Cancer l'a classé comme cancérigène pour l'Homme (groupe 1, poumons, peau et vessie). Il est éliminé sous forme d'AsI, de dérivés méthylés (MMA) et diméthylés (DMA). Le dosage AsI + MMA + DMA est considéré comme le meilleur biomarqueur de l'exposition récente à l'AsI. Il limite la contribution des produits de la mer mais en reste influencé suite à la biotransformation de ces produits en DMA.

3.1.5 CHROME

Le chrome existe sous plusieurs degrés d'oxydation, mais seuls les composés trivalent (Cr III) et hexavalent (Cr VI) sont retrouvés de manière significative dans l'environnement. Le caractère essentiel du Cr III a été fortement discuté au cours des deux dernières décennies et les preuves convaincantes semblent manquer (EFSA, 2017). Le Cr VI, la forme la plus toxique du chrome, est classé cancérigène pulmonaire pour l'Homme (groupe 1 du CIRC).

Dans la population générale, la principale source d'exposition au chrome est l'alimentation, dont l'eau de boisson.

Le Cr VI, contrairement au Cr III, traverse rapidement les membranes biologiques en fonction de la solubilité du composé, et est donc mieux absorbé que les dérivés III. Dans l'organisme le Cr VI est réduit en Cr III et l'excrétion, qui est essentiellement urinaire, est sous forme de Cr III. Dans l'urine, il n'est donc pas possible de différencier le Cr III du Cr VI. Le dosage du chrome urinaire intègre l'exposition au Cr VI et au Cr III.

Du fait de la possibilité de passage transmembranaire du Cr VI, le chrome intra-érythrocytaire, est spécifique de l'exposition au Cr VI pendant la durée de vie des globules rouges (120 jours).

3.1.6 CUIVRE

Le cuivre est un oligo-élément indispensable au bon fonctionnement de l'organisme. Son métabolisme et sa cinétique sont étroitement contrôlés par des processus de régulation (homéostasie). Il ne semble pas y avoir de carence manifeste en cuivre dans la population européenne (EFSA, 2015).

L'évaluation de l'adéquation alimentaire du Cu est limitée par l'absence d'un biomarqueur fiable de son statut. La concentration sérique/plasmatique de cuivre est le plus souvent utilisée comme indicateur de l'état, mais elle reflète la concentration de céruloplasmine plutôt que les réserves de cuivre (EFSA, 2015 ; Bost et al, 2016).

Les données relatives au dosage du cuivre dans les urines sont rares. Un excès de cuivre dans l'urine indique une charge excessive de cuivre.

3.1.7 SÉLÉNIUM

Le sélénium est un élément trace essentiel pour l'Homme. Les taux de sélénium observés dans la population générale varient selon le type de sol, pauvre ou riche en sélénium. La teneur en Se dans l'organisme, qui a une capacité à réguler et éliminer l'excès de Se dans les jours suivant son absorption (homéostasie), est étroitement liée à l'alimentation.

Le sélénium plasmatique ou sérique est utilisé en routine pour déterminer le statut en sélénium.

L'excrétion urinaire joue un rôle central dans l'homéostasie du sélénium. Le sélénium urinaire est un biomarqueur de l'absorption récente du métalloïde. Lorsque l'apport en sélénium est relativement stable, une relation étroite entre sa concentration dans le plasma et celle dans l'urine est observée et Se-U peut donc être considéré comme un bon biomarqueur du statut en sélénium, du moins à l'échelle de la population. Il peut alors être considéré comme une mesure de substitution utile pour les changements de l'apport en sélénium dans les groupes de population (EFSA, 2014a).

3.1.8 ZINC

Le zinc est un élément essentiel pour l'Homme ; il intervient dans de très nombreuses fonctions de l'organisme et les signes et symptômes d'un déficit sont variés. Alors qu'une déficience en zinc serait relativement prévalente dans le monde, il n'existe pas de biomarqueur fiable de son statut. Le zinc est généralement mesuré dans le plasma ou le sérum. Cependant, si ce biomarqueur peut être utile pour documenter une déficience au niveau de la population il est trop peu sensible et d'intérêt limité au niveau individuel.

Une absorption excessive de zinc peut perturber l'absorption du cuivre et les effets toxiques du zinc sont essentiellement liés à une diminution du taux de cuivre dans l'organisme. La concentration dans les urines s'élève lors d'un excès d'apport. La charge de zinc dans l'organisme est contrôlée par des mécanismes homéostatiques. Une exposition accrue est associée à une augmentation de l'excrétion urinaire adaptative. Le dosage du Zn dans le plasma/sérum est un biomarqueur d'exposition moins sensible que le Zn urinaire (EFSA, 2014b ; IZINCG, 2004).

3.1.9 NICKEL

Le nickel est un élément indispensable à la croissance de nombreuses espèces de micro-organismes et de plante, mais chez l'Homme, son caractère essentiel reste discuté. Son éventuel rôle physiologique est mal connu.

Le nickel est un élément abondant dans la nature et est présent partout dans notre environnement quotidien. Ce métal a de nombreuses applications industrielles et est responsable de nombreuses sensibilisations cutanées. L'alimentation est la principale voie d'exposition au nickel pour la population générale ; cette voie d'exposition est susceptible de contribuer à près de 80% de l'exposition totale. Le nickel est présent à la fois dans les aliments et l'eau de boisson du fait de la contamination ubiquitaire de l'environnement. L'exposition peut aussi être non-alimentaire : tabac, objets de la vie courante, proximité d'industries émettrices de nickel, exposition professionnelle.

Le nickel est l'allergène de contact le plus fréquent en Europe et dans les pays industrialisés ; environ 10 à 20 % de la population sont sensibilisés au nickel. Le métal et ses sels sont allergisants. L'absorption

orale de Ni peut exacerber la dermatite au Ni chez les personnes sensibilisées et il est suggéré que la prévalence de la sensibilisation au nickel serait augmentée par l'exposition au nickel. L'ensemble des composés du nickel est classé comme « cancérogène pour l'homme » (groupe 1) par le Centre International de la Recherche sur le Cancer (CIRC), un risque accru de cancer des poumons, de la cavité nasale et des sinus paranasaux ayant été observé parmi des travailleurs exposés par inhalation dans certains secteurs d'activité professionnelle. Le nickel métallique a été classé dans le groupe 2B comme « agent peut-être cancérogène pour l'Homme ».

La population générale est principalement exposée au nickel par l'alimentation et l'eau. Une exposition supplémentaire peut se produire par contact cutané avec des produits tels que les bijoux, ou de nombreux produits qui contiennent souvent des alliages de nickel. L'inhalation de fumées de tabac est également une source potentielle.

Les biomarqueurs d'exposition au nickel les plus utilisés sont sa concentration dans les urines et celle dans le sérum et ce essentiellement en cas d'exposition professionnelle, où l'interprétation doit tenir compte du secteur d'activité et du type de composé. Pour la population générale, il est généralement considéré que la concentration de nickel dans les urines reflète essentiellement l'exposition récente. Le corpus de données scientifiques ne permet pas d'établir une relation entre un niveau de concentration urinaire de Ni et un effet pour la santé.

3.1.10 THALLIUM

Le thallium n'a pas de rôle physiologique connu chez l'Homme et est, par contre, un élément particulièrement toxique avec comme cible principale le système nerveux.

Comme les autres métaux/métalloïdes, le thallium est naturellement présent dans la croûte terrestre associé à d'autres éléments dans des minerais et est libéré lors des processus de lessivage et d'érosion des roches. Il est également rejeté par le biais d'émissions anthropiques (fonderies de minerais, centrales électriques au charbon, briqueteries et cimenteries, combustion énergie fossile). Le thallium et ses composés ont également une variété d'utilisations industrielles mais celles-ci ont été sévèrement restreintes voire interdites.

L'exposition de la population générale se produit principalement par l'ingestion d'eau et d'aliments contaminés. Il est éliminé principalement dans les urines de façon relativement lente avec une demi-vie biologique estimée entre quelques jours et 30 jours.

3.2 BISPHÉNOLS

Les bisphénols sont des composés chimiques utilisés dans la fabrication de matières plastiques et dans certaines résines époxy qui recouvrent l'intérieur des boîtes de conserve. Ils se retrouvent dans un grand nombre de biens de consommation (équipements de sport, boîtes des CD et DVD, équipements de sécurité, pièces automobiles) et dans les contenants alimentaires (bouteille et vaisselle en plastique). Le bisphénol A (BPA) est le plus utilisé mais depuis les différentes restrictions dans certaines de ses applications, l'emploi d'autres bisphénols comme le bisphénol S (BPS) ou le bisphénol F (BPF) augmente (Chen et al., 2016).

Les bisphénols peuvent être absorbés par voies digestive et cutanée. Une fois dans l'organisme, ils sont métabolisés par des enzymes glucuronyl transférases et sulfotransférases. Ces métabolites conjugués sont rapidement éliminés dans les urines (Chen et al., 2016 ; Vandenberg et al., 2007).

Le BPA a été identifié comme ayant des propriétés de perturbation endocrinienne pour la santé humaine par le comité des Etats membres de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA).

3.3 MÉTABOLITES DE HAPs

Les HAPs sont des polluants environnementaux omniprésents générés principalement lors de la combustion incomplète de matières organiques (charbon, pétrole et bois par exemple). Les sources d'exposition aux HAPs sont la proximité de sources de combustion intense (routes à fort trafic, incinérateurs de déchets, sites industriels), l'utilisation de combustibles solides pour le chauffage domestique et l'alimentation. En effet, les HAPs peuvent être présents dans la chaîne alimentaire suite à une contamination environnementale ou peuvent se former lorsque les denrées alimentaires entrent directement en contact avec des produits de combustion (cuisson au barbecue, fumage ou salaisons).

De nombreux HAPs sont cancérigènes ou suspectés de l'être.

Les HAPs sont initialement transformés en époxydes, qui sont convertis en dérivés de dihydrodiol et en phénols. Ces métabolites hydroxylés sont excrétés dans l'urine à la fois sous forme de métabolites hydroxylés libres et conjugués (glucuronides et sulfates) (Becher et Bjorseth, 1983).

3.4 PCBs

La famille des PCBs regroupe 209 composés qui diffèrent en fonction de la position et du nombre d'atomes de chlore sur les cycles aromatiques. Ce sont des produits de synthèse utilisés pour leurs propriétés lubrifiantes et isolantes, leur stabilité chimique et physique, principalement dans les transformateurs et les condensateurs électriques, mais aussi comme plastifiants dans les caoutchoucs, comme solvants d'encre de papiers autocopiants, comme additifs de colles, de cires, d'encre, de pesticides, dans les pigments de peinture, etc. Depuis 1970, leur production et leur utilisation ont progressivement été réduites pour être finalement interdites dans les années 80 d'abord aux Etats-Unis, puis en Europe. Ils ont été rejetés dans l'environnement par les fuites de transformateurs ou sur les sites de production ou d'élimination (Fréry et al., 2011 ; UNEP, 2007 ; WHO, 2003). Les PCBs, peu biodégradables, sont rémanents dans l'environnement et s'accumulent dans les chaînes alimentaires, principalement dans les tissus graisseux des animaux. L'alimentation et plus particulièrement l'ingestion de produits alimentaires gras d'origine animale (produits laitiers, poisson, viande) constitue la source principale d'exposition aux PCBs.

Leur mesure reflète la dose interne cumulée, même si elle peut être influencée par l'exposition récente.

Classés cancérigènes certains pour l'Homme par le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC), les PCBs sont également des perturbateurs endocriniens.

3.5 PESTICIDES

3.5.1 MÉTABOLITES DE PESTICIDES ORGANOPHOSPORÉS

Les pesticides organophosphorés (OPs) sont des composés organiques contenant du phosphore. Ils sont utilisés en tant que pesticide depuis le début des années 1950 et se sont imposés rapidement par leur grande efficacité, notamment contre les insectes et leur rapide dégradation dans l'environnement. Ils sont employés dans de nombreux pays en agriculture, horticulture, dans le domaine forestier, pour l'élimination de « nuisibles », l'entretien paysager, dans la pratique vétérinaire, dans le milieu industriel et domestique. La population est principalement exposée via l'alimentation mais aussi durant l'utilisation domestique ou le jardinage.

Les pesticides organophosphorés ont des effets toxiques sur le système nerveux des vertébrés. En effet, ces composés neurotoxiques inhibent de manière irréversible l'acétylcholinestérase provoquant en cas d'intoxication aiguë un « syndrome cholinergique » sévère, dans lequel l'accumulation d'acétylcholine entraîne des signes périphériques tels qu'une augmentation de la transpiration et de la salivation, une bronchoconstriction, un myosis, une augmentation de la motilité gastro-intestinale et des tremblements; des effets sur le système nerveux central tels que des étourdissements, de la confusion mentale et, éventuellement, des convulsions et la mort peuvent aussi survenir en cas d'intoxication aiguë (HBM4EU priority substances, Krieger 2001).

La plupart des organophosphorés sont rapidement métabolisés dans le foie en dérivés oxydés (responsables de l'inhibition des cholinestérases qui leur confère l'effet insecticide) et hydrolysés en alkyl et dialkylphosphates (DAPs) qui sont éliminés dans les urines. Ces métabolites urinaires DAPs, communs à plusieurs organophosphorés, sont les indicateurs biologiques les plus utilisés pour mesurer une exposition récente. D'autres métabolites formés comme le 3,5,6-trichloro-TCPy sont spécifiques à un organophosphoré (le chlorpyrifos dans ce cas-ci) (Fréry et al., 2011 ; ISSeP EXPOPESTEN 2018).

3.5.2 MÉTABOLITES DE PESTICIDES PYRÉTHRINOÏDES

Les pesticides pyréthrinoïdes sont les analogues synthétiques des pyréthrines, qui sont des substances naturelles présentes dans les fleurs de chrysanthème. Ils sont aujourd'hui parmi les insecticides les plus utilisés contre une grande variété d'insectes. Ils sont employés en agriculture, horticulture, dans le domaine forestier, en santé publique (dans les hôpitaux). Ils sont aussi utilisés comme insecticide domestique (également dans les lotions cutanées et les shampoings pour traiter les poux et la gale) et pour la protection des textiles tels que les tapis. L'exposition de la population générale aux insecticides pyréthrinoïdes provient principalement de l'alimentation ou de leur utilisation domestique.

Une fois absorbés par voie digestive ou pulmonaire, les pyréthrinoïdes sont rapidement hydrolysés dans le tube digestif et le foie, ensuite oxydés et/ou conjugués, et éliminés dans l'urine. Le dosage des métabolites urinaires qui peuvent être communs à plusieurs insecticides (3-PBA par exemple) ou spécifiques (DBCA par exemple) reflètent une exposition récente (Fréry et al., 2011 ; ISSeP EXPOPESTEN 2018).

3.5.3 GLYPHOSATE ET AMPA

Le glyphosate est un herbicide total foliaire systémique, c'est-à-dire un herbicide non sélectif absorbé par les feuilles et ayant une action généralisée. C'est actuellement l'herbicide le plus employé dans le monde (essentiellement en application sur les terres agricoles avant les semis ou le repiquage d'une plante, et sur les voies ferrées).

Ses effets sur la santé humaine et sur l'environnement sont controversés.

Aujourd'hui, le glyphosate est en sursis en Europe. Des états comme la France et la Belgique ont déjà pris certaines dispositions comme, par exemple, son interdiction pour une utilisation par les particuliers dans les jardins.

Dans les plantes et dans l'environnement, le glyphosate est principalement dégradé en acide aminométhylphosphonique (AMPA). Chez l'homme, le glyphosate est rapidement mais incomplètement absorbé après administration orale. Le glyphosate absorbé est peu métabolisé et rapidement excrété sous forme inchangée dans l'urine.

Si les résidus de glyphosate et AMPA dans les aliments constituent la principale source d'exposition, la population générale peut aussi être affectée via la contamination de l'approvisionnement en eau (principalement AMPA), l'utilisation pour le jardinage domestique et la dérive des zones agricoles pour les résidents proches des champs traités (Connolly et al., 2020 ; HBM4EU priority substances ; IPCS, 1994).

3.5.4 PESTICIDES ORGANOCHLORÉS

Les pesticides organochlorés sont des produits phytosanitaires utilisés pour lutter contre de nombreux insectes, comme par exemple le DDT qui était, et est toujours utilisé dans certains pays, pour combattre les insectes vecteurs de maladie (ex : paludisme). D'autres, comme par exemple HCB, étaient employés principalement comme agent antimicrobien et contre les moisissures. L'utilisation de ces produits chimiques, introduits dans les années 1940, a été limitée en raison de leur persistance dans l'environnement. La plupart de ces pesticides ne sont d'ailleurs plus utilisés en Europe ou aux Etats-Unis, mais restent autorisés dans d'autres régions du monde (Fréry et al., 2011 ; EXPOPESTEN 2018).

Tout comme les PCBs, les pesticides organochlorés sont stables chimiquement et sont stockés préférentiellement dans les graisses. Ils s'accumulent dans l'organisme au cours du temps, et peuvent persister dans l'organisme pendant des années après l'exposition. Les pesticides organochlorés ou leurs produits de dégradation (qui sont également persistants), tout comme les PCBs, sont dosés dans le sérum (Fréry et al., 2011 ; UNEP, 2007 ; WHO, 2003).

3.6 SUBSTANCES PERFLUORÉES (PFAS)

Les substances perfluorées sont une famille de substances possédant une chaîne carbonée dont tous les atomes de carbone sont substitués par des atomes de fluor. Elles sont synthétisées depuis les années 1950 pour leurs propriétés hydro-oléofuges et sont utilisées dans les surfaces antiadhésives pour les ustensiles et batteries de cuisine, les emballages alimentaires, le traitement anti-taches pour les tapis et tissus, les vêtements imperméables et excipients de certaines crèmes avec pour rôle d'être agent tensioactif, mouillant, émulsifiant ou dispersant (ATSDR, 2018 ; Kissa, 2001 ; Lindstrom et al.,

2011). Les usages du PFOS, du PFOA, du PFHxS ont été réduits suite à leur classification en tant que polluant organique persistant (POP) selon la Convention de Stockholm, respectivement en 2009, 2020 et 2022. En effet, leur liaison carbone-fluor est l'une des plus fortes en chimie organique, leur conférant une grande stabilité. Lorsqu'ils se retrouvent dans l'environnement, les PFAS sont extrêmement persistants, capables d'être transportés sur de longues distances et de se bioaccumuler dans les êtres vivants.

Une fois qu'ils ont pénétré dans l'organisme par ingestion, inhalation ou contact dermique, les PFAS se lient aux protéines du sang. Comme ils sont peu métabolisés, ils s'accumulent dans l'organisme. Leur dosage dans le sang reflète une exposition à long terme.

L'exposition aux PFAS a été reliée à une série d'effets néfastes pour la santé, comme des maladies de la thyroïde, une augmentation du taux de cholestérol, des effets sur le système immunitaire, la reproduction et la fertilité, des dommages au foie, des cancers du rein et des testicules (ASTDR, 2018 ; EFSA, 2020). Certains PFAS dont le PFOA, le PFNA, le PFDA ou le PFHxS sont inclus dans la liste des substances extrêmement préoccupantes dans le cadre du règlement REACH en raison de leurs propriétés très persistantes, bioaccumulables, toxiques, cancérigènes, mutagènes, et réprotoxiques. Les quatre effets potentiels sur la santé ayant un niveau de preuve jugé suffisant par les National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (NASEM) sont la diminution de la réponse immunitaire à la vaccination, la dyslipidémie, la baisse du poids de naissance et l'augmentation du risque de cancer du rein (NASEM, 2022). Le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) classe le PFOA comme un cancérigène possible pour l'homme (Groupe 2B), notamment pour les cancers des reins et des testicules dès 2014 (Benbrahim-Tallaa, 2014). En novembre 2023, le groupe de travail de l'IARC réévalue les effets cancérigènes du PFOA et PFOS et classe le PFOA comme «cancérigène» (Groupe 1) et le PFOS comme «cancérigène possible» (Groupe 2B) (Zahm et al. 2024).

4 MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.1 TYPE D'ÉTUDE

Le programme de de biomonitoring humain wallon, BMH-Wal, est une étude transversale, en population générale, qui a pour vocation d'être répétée avec un intervalle de temps d'environ 5 à 7 ans.

4.2 POPULATION ET ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude correspond au territoire wallon. La population wallonne a été classée en différentes catégories d'âge telles qu'elles sont proposées par le projet HBM4EU : nouveau-nés, 3-5 ans, 6-11 ans, 12-19 ans, 20-39 ans, 40-59 ans, 60-79 ans.

La troisième phase, objet du présent document, se focalise sur une catégorie d'âge : les adultes de 40 à 59 ans. L'effectif visé est l'effectif minimum recommandé par HBM4EU en matière de puissance statistique, soit 300 individus par catégorie (150 ♀ et 150 ♂).

La participation volontaire au biomonitoring a été privilégiée à la randomisation pour tenir compte du planning établi concernant le recrutement. Pour obtenir un échantillon le plus représentatif de la population, le nombre de participants a été déterminé pour chacune des 5 provinces wallonnes selon leur densité de population (tableau 1). Au sein de chaque province, un second niveau de répartition a été appliqué, lié à la typologie des communes (typologie des communes selon leur degré de densité de la population, établie par Iweps, 2016).

TABLEAU 2 : RÉPARTITION DE LA POPULATION WALONNE PAR PROVINCE EN 2016

Entités administratives	Population totale (%)	Effectif attendu par entité	Effectif par classe d'âge
			40-59 ans
<i>Rég. wallonne</i>	3.602.216 (100)	600	300
Prov. Liège	1.098.688 (30,5)	184	92
Prov. Namur	489.204 (13,6)	80	40
Prov. Hainaut	1.337.157 (37,1)	222	111
Prov. Brabant Wallon	396.840 (11,0)	66	33
Prov. Luxembourg	280.327 (7,8)	48	24

Note : les chiffres s'entendent pour la population de droit au premier juillet de l'année 2016

4.3 SÉLECTION ET RECRUTEMENT DES PARTICIPANTS

Le recrutement a été réalisé par l'entremise d'institutions publiques, jouant le rôle d'intermédiaire avec le public cible, réparties sur le territoire wallon.

La période de recrutement, prélèvements et enquêtes de BMH-Wal 3 a démarré en avril 2023 et s'est clôturée en août 2023. Les périodes de recrutement des deux premières phases étaient plus étendues (novembre 2019 à juillet 2020 et novembre 2020 à juin 2021 pour BMH-Wal 1 et 2 respectivement).

Pour pouvoir se porter volontaire et ainsi participer à l'étude, il était nécessaire de respecter plusieurs critères (critères d'inclusion et critères d'exclusion).

Critères d'inclusion

- Résider en Wallonie depuis au moins 5 ans ;
- Avoir entre 40 et 59 ans au moment de l'inclusion ;
- Résider dans un ménage ordinaire et être joignable par téléphone ;
- Résider au moins 4 jours par semaine dans une même résidence/commune ;
- Être en mesure de comprendre et parler le français ;
- Être en mesure de donner son consentement ;
- Avoir donné son accord de participation écrit à la totalité de l'étude, c'est-à-dire avoir accepté de réaliser le volet enquête par questionnaire, les prélèvements biologiques, les analyses pour les différentes phases de l'étude, le stockage des échantillons.

Critères d'exclusion

- Être atteint d'une pathologie rendant impossible la réalisation de l'étude ;
- Avoir prévu de déménager dans les 3 mois suivant l'inclusion hors des zones géographiques de l'étude (hors Région Wallonne) ;
- Faire partie d'un ménage dont l'un des membres a participé au projet BMH-Wal ;
- Effectif atteint par catégorie de densité ou d'âge.

Des informations sur l'étude ainsi qu'une invitation à participer était transmise aux travailleurs ou demandeurs d'emploi des institutions publiques participantes. Une sélection de volontaires a été opérée sur base des critères définis ci-dessus. Chaque participant sélectionné était ensuite prévenu individuellement par l'équipe BMH-Wal.

4.4 COLLECTE DES PRÉLÈVEMENTS BIOLOGIQUES

Préalablement à tout prélèvement biologique, tous les participants ont lu, complété et signé l'attestation de consentement éclairé, comme prévu par le Comité d'éthique Hospitalo-Facultaire Universitaire de Liège qui a approuvé le protocole d'étude le 21 septembre 2020. Durant tout le processus de sélection et de collecte des données, une attention très grande a été portée à la question de la protection des données et à l'anonymisation.

Le dosage des polluants a été effectué dans les matrices sanguine et urinaire. Les prélèvements de sang ont été réalisés par ponction veineuse par un professionnel de la santé. Deux tubes de prélèvement sec sans gel (clot activator tube) et un tube de prélèvement EDTA certifié métal trace ont été utilisés. Les tubes secs étaient destinés au CHU de Liège pour l'analyse des PCBs et des pesticides organochlorés et le tube EDTA à Sciensano pour l'analyse des métaux. Pour collecter l'urine, un flacon primaire en polyéthylène d'une capacité de 100mL a été utilisé. Un aliquotage a été effectué selon la répartition suivante, quand le volume de l'échantillon le permettait : 2 tubes de 15mL en polypropylène pour le CHU de Liège et 2 tubes de 14mL en polypropylène pour l'analyse des métaux par les CUSL. La quantité d'urine restante a été stockée à -20°C pour d'éventuelles futures analyses dans des tubes en polypropylène. Avant leur utilisation, les tubes de 14mL, tout comme le pot primaire de 100mL, étaient systématiquement lavés avec une solution contenant 10% de HNO₃ afin d'éliminer toutes traces de métaux. Ils étaient ensuite rincés à l'eau nanopure et séchés sur un papier-filtre, en étuve.

Une fois prélevés, les échantillons d'urine et de sang étaient conservés maximum 24 heures à une température maximale de 6°C avant d'être acheminés au CHU de Liège ou congelés à une température de -20°C (en attente d'un transfert réfrigéré par lots vers les CUSL et Sciensano). Les échantillons étaient étiquetés à l'aide d'un code unique afin de garantir leur anonymisation. Seuls les responsables du projet ont connaissance et accès aux informations d'identification, indispensables pour assurer la restitution des résultats. L'ISseP s'est associé à la Biothèque Hospitalo-Universitaire de Liège (BHUL) afin de veiller à la traçabilité de chaque échantillon corporel humain prélevé dans le cadre de BMH-Wal.

4.5 INFORMATIONS COLLECTÉES PAR QUESTIONNAIRE

Outre le prélèvement d'échantillons biologiques, chaque participant devait compléter un questionnaire. Il reprend des questions portant sur les caractéristiques sociodémographiques, l'alimentation, certains facteurs de risque de maladies chroniques, la prise de compléments alimentaires, l'environnement, l'habitation et les comportements de vie le statut tabagique (tabagisme passif chez les enfants) ou l'usage de pesticides à domicile.

Le questionnaire de la phase 3 du programme BMH-Wal est similaire aux questionnaires des phases 1 et 2. Ce questionnaire informatisé comporte une centaine de questions et est divisé en deux parties. La première devait être complétée par le participant avant la séance de prélèvements. La seconde, plus courte et relative aux activités des derniers jours, était complétée le jour de la séance.

Le questionnaire, le flacon d'urine et les tubes de sang sont identifiés avec une série d'étiquettes autocollantes pré-identifiées comportant le numéro unique d'identification du participant au moment de la collecte des échantillons.

4.6 ANALYSES CHIMIQUES DES BIOMARQUEURS D'EXPOSITION

Les métaux dans l'urine, hormis le mercure, ont été dosés dans le laboratoire de Biochimie Analytique au sein du Département des laboratoires cliniques des Cliniques Universitaires Saint-Luc au moyen d'une méthode par plasma à couplage inductif avec détection par spectrométrie de masse en tandem (ICP-MS/MS) sur un équipement Agilent 8900 Triple Quadrupole ICP-MS. Les échantillons urinaires (500 µL de prise d'échantillon) ont été dilués quantitativement (1+9) avec une solution HNO₃ 1%, HCL 0,5% dans l'eau nanopure qui contenait les différents standards internes (Sc, Ge, Rh et Ir). Lors de chaque série d'analyse, des contrôles internes de concentration 0,50 µg/L, 1,00 µg/L, 5,00 pg/L ont été analysés au début et à la fin de chaque run. De la même manière, trois contrôles certifiés ont été analysés au début et à la fin de chaque série d'analyse (ICP1804, ICP1905, ClinChek®-Control). Les contrôles de qualité externe, le German External Quality Assessment Scheme (G-EQUAS) et le contrôle organisé par HBM4EU pour le Cd et le Cr attestent de la compétence du laboratoire de Biochimie Analytique pour l'analyse des métaux urinaire.

Les métaux dans le sang ont été analysés dans l'unité Eléments-Traces de Sciensano. Les concentrations totales de Cd et de Pb dans les échantillons de sang ont été déterminées par ICP-MS (ICAP RQ ; Thermo Fisher Scientific, Belgique), avec He comme gaz de collision. Le Cd a été mesuré sur la masse 111 (et confirmé sur la masse 114), le Pb a été mesuré sur la masse 208 (et confirmé sur la masse 206). La quantification a été réalisée à l'aide d'une calibration externe de type linéaire. Les

standards d'étalonnage étaient compris entre 0,005 et 10 µg/L pour le Cd et entre 0,05 et 10 µg/L pour le Pb et préparés en réalisant les dilutions appropriées du stock mère multi-éléments. Le dosage du Hg dans les échantillons de sang a été réalisé sur un analyseur de mercure direct DMA-80 evo (Milestone, Italie). Les échantillons de sang de 300 µg ont été pesés directement dans un plateau d'échantillonnage et la quantification a été effectuée à l'aide de la première plage d'étalonnage de l'appareil (plage de 0,1 à 40 ng Hg). Chaque lot d'analyse comprenait des mesures de contrôle de qualité internes telles que deux blancs de procédure et un blanc de réactif pour surveiller une éventuelle contamination croisée, un contrôle standard de CQ tous les 20 échantillons pour permettre la vérification de la dérive potentielle de l'instrument et un matériau de référence (Seronom-niveau 1 ou 2) pour évaluer la justesse et les variations quotidiennes. Une série de critères d'acceptation ont été appliqués à chaque lot, notamment une valeur à blanc d'étalonnage $\leq LOQ/2$, un blanc de procédure $\leq LOQ$ et une dérive $\leq 10\%$.

Le dosage des bisphénols, du mercure, des HAPs, des métabolites de pesticides dans l'urine et des pesticides organochlorés, des PCBS, des PFAS dans le sang ont été réalisés dans le laboratoire de toxicologie du CHU de Liège.

Le dosage du bisphénol-A (BPA), bisphénol-S (BPS), bisphénol-F (BPF), bisphénol-P (BPP) et bisphénol-Z (BPZ) a été réalisé dans 3 mL d'urine après hydrolyse enzymatique (β -glucuronidase et sulfatase en présence de tampon acétate de sodium 1M ajusté à pH=5). Les composés subissent une première étape d'extraction en phase solide (SPE Oasis HLB). Après élution par un mélange de méthanol et dichlorométhane (v/v 1/1), l'éluat est évaporé à sec à 30°C sous un léger flux d'azote. Les composés sont alors repris par de l'eau en milieu basique (KOH), avant d'être extraits par de l'acétate d'éthyle. L'extrait évaporé est dérivé au MSTFA, avant d'être injecté en chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS) sur un instrument 7000A GC/MS Triple Quad (Agilent Technologies), équipé d'une colonne capillaire HP-5MS (30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25 µm), et opérant en Multiple Reaction Monitoring. Pour chaque bisphénol, 2 transitions sont suivies pour la quantification et la qualification. La quantification est réalisée par dilution isotopique en utilisant l'isotope BPS-d8 pour le BPS, et le BPA-d14 pour tous les autres bisphénols. La courbe de calibration est constituée de 8 points, et construite dans de l'eau LC/MS fortifiée à des concentrations croissantes allant de 0.05 à 10 µg/L pour le BPF, BPS, BPZ et BPP, et de 0.25 à 50 µg/L pour le BPA. Ces points de calibration sont extraits comme des échantillons réels. Chaque séquence inclut la courbe de calibration, un blanc réactif (eau LC/MS), 2 contrôles de qualité maison (eau LC/MS fortifiée à 0.75 et 15 µg/L pour le BPA, et 0.15 et 3 µg/L pour tous les autres bisphénols), 2 matériels provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (1 G EQUAS 14/15A ou 14/15B organisé par the Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg ; et 1 OSEQAS provenant de l'Institut National de Santé Publique du Québec), et 30 échantillons inconnus.

Le dosage quantitatif du mercure dans l'urine est réalisé en oxydant l'échantillon par un réactif bromate-bromure (décomposition des composés mercure organiques), avant analyse sur un FIMS-400 (Flow Injection Mercury System) qui consiste en un spectromètre à absorption atomique (lampe à mercure paramétrée à 253.7 nm) couplé à un système d'injection FIAS-400 et un Autosampler S10 (Perkin-Elmer). Le volume de la boucle est de 500 µL, et le diamètre intérieur des tubes de la pompe péristaltique est de 1,52 mm pour l'échantillon et le réactif vecteur (acide chlorhydrique 1,2 M) et 1,14 mm pour le KMnO₄ et le borohydrure de sodium. Chaque séquence d'échantillons inclut une courbe de calibration de 7 points constituée d'eau pour injectable (PI) fortifiée à des concentrations allant de 0.25 à 10 µg/L, un blanc réactif (eau PI), 2 contrôles de qualité maison (eau PI fortifiée à 2.5 et 7.5

µg/L), un matériel provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes G EQUAS 8B (Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg), et de maximum 20 échantillons inconnus.

Le dosage des 1- et 2-naphtols (métabolites du naphthalène), des 2-, 3-, et 9- hydroxyfluorènes (métabolites du fluorène), des 1-, 2-, 3-, et 4-hydroxyphénanthrènes (métabolites du phénanthrène), et du 1-hydroxypyrene (métabolites du pyrène) dans 1 mL urine est réalisé par une double extraction liquide-liquide à l'aide d'un mélange pentane-toluène (v/v 80/20) après hydrolyse enzymatique (β -glucuronidase et sulfatase en présence de tampon acétate de sodium 1M ajusté à pH=5). L'extrait évaporé est dérivé au MSTFA (1/2h à 60°C), avant d'être injecté en chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS) sur un instrument 7000A GC/MS Triple Quad (Agilent Technologies), équipé d'une colonne capillaire HP-5MS (30 m×0.25 mm i.d.×0.25 µm), et opérant en Multiple Reaction Monitoring. La quantification des métabolites de HAPs est faite par dilution isotopique en utilisant l'isotope 2-naphtol D7 pour les 1- et 2-naphtols, le 4-hydroxyphénanthrène D9 pour les 2-, 3-, 9-hydroxyfluorène et les 1-, 2-, 3-, et 4-hydroxyphénanthrènes, et le 1-hydroxypyrene D9 pour son homologue natif. La courbe de calibration est constituée de 7 points, et construite dans de l'urine synthétique fortifiée à des concentrations croissantes allant de 0.2 à 120 µg/L pour les 1- et 2-naphtols, et de 0.05 à 30 µg/L pour les autres métabolites de HAPs. Ces points de calibration sont extraits comme des échantillons réels. Chaque séquence inclut la courbe de calibration, un blanc réactif (urine synthétique), 2 contrôles de qualité maison (urine synthétique enrichie à 2 niveaux de concentration), 2 matériels provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (1 G EQUAS 14/15 A ou 14/15B organisés par the Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg ; et 1 OSEQAS provenant de l'Institut National de Santé Publique du Québec), et 30 à 40 échantillons inconnus maximum.

L'acide 3-phenoxybenzoïque (3-PBA), les acides cis- et trans- 3-(2,2-Dichlorovinyl)-2,2-dimethyl-1-Cyclopropane) carboxyliques (c- et t-DCCA), métabolites communs à plusieurs pesticides pyréthrinoïdes, ainsi que l'acide 4-Fluoro-3-phenoxybenzoïque (4-F-3-PBA), métabolite spécifique de la cyfluthrine et l'acide cis-2,2-Dimethyl-3-(2,2-dibromovinyl)cyclopropane carboxylique (DBCA), métabolite spécifique de la cis-deltaméthrine sont dosés dans l'urine (3 mL) par extraction liquide-liquide (tampon $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ pH 7.4 et diéthylether) après hydrolyse enzymatique (β -glucuronidase et sulfatase en présence de tampon acétate de sodium 1M ajusté à pH=5). L'extrait évaporé est dérivé au MTBSFA (1/2h à 70°C), avant d'être injecté en chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS) sur un instrument 7000A GC/MS Triple Quad (Agilent Technologies), équipé d'une colonne capillaire HP-5MS (30 m×0.25 mm i.d.×0.25 µm), et opérant en Multiple Reaction Monitoring. La quantification des métabolites de pesticides pyréthrinoïdes est faite par dilution isotopique en utilisant l'isotope t-DCCA 13C pour les c- et t-DCCA et le DBCA, et le 3-PBA 13C pour le 3-PBA et le 4-F-3-PBA. La courbe de calibration est constituée de 7 points, et construite dans de l'urine synthétique fortifiée à des concentrations croissantes allant de 0.1 à 20 µg/L. Ces points de calibration sont extraits comme des échantillons réels. Chaque séquence inclut la courbe de calibration, un blanc réactif (urine synthétique), 2 matériels provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (2 G EQUAS 9A et 9B organisés par the Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg), et 30 à 40 échantillons inconnus maximum.

Le 3,5,6-Trichloro-2-pyridinol (TCPy) est un métabolite spécifique du pesticide organophosphoré chlorpyrifos. De par ses propriétés physico-chimiques, il est dosé avec les métabolites de pesticides pyréthriinoïdes. En plus de la droite, du blanc réactif et des QC maison, un matériel provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (G EQUAS 14/15A ou 14/15B organisé par the Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg) est inclus dans la série de 30 à 40 échantillons inconnus.

Le dosage des dialkylphosphates (diéthylphosphate, diéthylthiophosphate, diéthylthiophosphate, diméthylthiophosphate, diméthylthiophosphate), métabolites communs à plusieurs pesticides organophosphorés est réalisé dans 3 mL d'urine par extraction en phase solide (SPE Oasis WAX 3cc) en utilisant une solution d'acide formique 2% et du méthanol dans les étapes de lavages des cartouches, et une solution d'ammoniac à 5% dans du méthanol pour l'élution des composés. Après évaporation, ceux-ci sont repris par 1 mL d'acétonitrile, et dérivé par du chloro-iodopropane en présence de carbonate de potassium (2h à 65°C). Le surnageant est évaporé, et injecté en chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS) sur un instrument 7000A GC/MS Triple Quad (Agilent Technologies), équipé d'une colonne capillaire HP-5MS (30 m×0.25 mm i.d.×0.25 µm). Le spectromètre de masse opère en Multiple Reaction Monitoring avec la source en mode ionisation chimique positive. La quantification des métabolites de pesticides organophosphorés est faite par dilution isotopique en utilisant pour chacun des métabolites leur homologue deutéré. La courbe de calibration est constituée de 6 points, et construite dans de l'urine synthétique fortifiée à des concentrations croissantes allant de 0.5 à 100 µg/L. Ces points de calibration sont extraits comme des échantillons réels. Chaque séquence inclut la courbe de calibration, un blanc réactif (urine synthétique), 2 matériels provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (2 G EQUAS 9A et 9B organisés par the Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg), et 30 à 40 échantillons inconnus maximum.

Le dosage du glyphosate et de l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est réalisé dans 1 mL d'urine. Les composés subissent une première étape de dérivation au FMOC pendant une nuit en présence de tampon di-sodium tetraborate décahydraté. Après une étape de lavage à l'acétate d'éthyle, ils sont extraits 2 fois par du diéthyler à pH acide, et injectés sur un système UHPLC Acquity (Waters) équipé d'une colonne Acquity BEH C18 de 50 mm, et couplé à un spectromètre de masse Xevo TQ-S opérant en electrospray positif et en Multiple Reaction Monitoring. La quantification du glyphosate et de l'AMPA est faite par dilution isotopique en utilisant respectivement le Glyphosate - 1,2-¹³C₂¹⁵N et l'AMPA ¹³C¹⁵N²D. La courbe de calibration est constituée de 6 points, et construite dans de l'urine synthétique fortifiée à des concentrations croissantes allant de 0.05 à 10 µg/L pour le glyphosate, et de 0.1 à 20 µg/L pour l'AMPA. Ces points de calibration sont extraits comme des échantillons réels. Chaque séquence inclut la courbe de calibration, un blanc réactif (urine synthétique), un contrôle de qualité maison (urine synthétique enrichie), 2 matériels provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (2 G EQUAS 9A et 9B organisés par the Institute and Out-Patient Clinic for Occupational, Social and Environmental Medicine of the University Erlangen-Nuremberg), et 40 à 50 échantillons inconnus.

Le dosage de plusieurs pesticides organochlorés et métabolites - l'hexachlorobenzène, l'alpha-HCH, le beta-HCH, le lindane, l'aldrine, l'heptachlore époxyde, l'oxychlordane, le 2,4-DDT, le 2,4- et 4,4-DDE, le trans-chlordane, le cis- et trans-nonachlor, la dieldrine, l'endrine, l'endosulfan II et de plusieurs PCBs – les PCBs 118, 138, 153, 180 - dans le sérum est réalisé par déprotéinisation du sérum par ajout

d'acétonitrile, puis par une double extraction liquide-liquide en milieu basique par un mélange hexane/acétone (9/1 v/v). Les fractions organiques recueillies sont ensuite purifiées sur une cartouche Bond Elut Certify, et évaporées avec du nonane comme keeper. La détermination finale est réalisée en chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS) sur un instrument 7000A GC/MS Triple Quad (Agilent Technologies), équipé d'une colonne capillaire HP-5MS (30 m×0.25 mm i.d.×0.25 µm). Le spectromètre de masse opère en Single Ion Monitoring (SIM) avec la source en mode ionisation chimique négative. Chaque organochloré est quantifié avec son homologue deutéré ou marqué au ¹³C, à l'exception du beta-HCH pour lequel le gamma-HCH D6 est utilisé. La courbe de calibration est réalisée au moyen de 8 solutions standards de concentrations croissantes (correspondant à des concentrations sériques allant de 0.05 à 8 µg/L). Chaque série d'échantillons comprend la droite non extraite, 2 contrôles de qualité maison (sérum enrichi à 0.5 et 2 µg/L), un blanc sérum (sérum utilisé pour les QC), un matériel provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes (AMAP provenant de l'Institut National de Santé Publique du Québec), et jusque 40 échantillons inconnus.

Le dosage de l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA), acide perfluoroheptanoïque (PFHpA), acide perfluorooctanoïque (PFOA), acide perfluorononanoïque (PFNA), acide perfluorodécanoïque (PFDA), sulfonate de perfluorohexane (PFHxS) et sulfonate de perfluorooctane (PFOS) a été réalisé dans le sérum selon la méthode décrite dans Dufour et al., 2018. Brièvement, 1 mL de sérum préalablement acidifié est extrait sur une cartouche SPE Oasis WAX après 2 étapes de lavage et une étape d'élution par un mélange méthanol-ammoniaque. L'extrait est ensuite évaporé à sec à 30°C sous un léger flux d'azote, et transféré dans un vial pour UPLC/MS avec 80 µL de solvant compatible avec la composition initiale de la phase mobile. La détermination finale est réalisée par UPLC-MS/MS équipée d'une colonne Kinetex F5 de 100 mm, et couplée à un spectromètre de masse opérant en electrospray négatif et en multiple reaction monitoring (MRM). Les phases mobiles sont constituées d'acétate d'ammonium 2 mM et d'acétonitrile, dont les proportions varient par application d'un gradient de 16 minutes. Pour chaque composé, 2 transitions MRM sont suivies (une quantifiante et une qualifiante) et la quantification est réalisée par dilution isotopique en utilisant son propre isotope marqué au carbone 13. Chaque série est constituée d'une courbe de calibration en 7 points non extraite (de 0.5 à 50 µg/L pour le PFOS et PFOA, et de 0.1 à 10 µg/L pour les autres PFAS), un blanc réactif, 3 contrôles de qualité (provenant d'anciens programmes de Contrôles Externes AMAP), et jusque 55 échantillons inconnus.

4.7 DÉTERMINATION DES VALEURS DE RÉFÉRENCE

Une méthodologie a été établie et validée par l'ensemble des partenaires du projet et vise à standardiser la méthode de calcul des valeurs de référence des laboratoires (voir Avant-propos).

La moyenne géométrique, le pourcentage de valeurs inférieures à la limite de quantification (LOQ) et les percentiles 5, 25, 50, 75 et 95 ainsi que les intervalles de confiance à 95% de la moyenne géométrique et du P95 sont déterminés dans un logiciel tableur, type MS Excel ou GraphPadPrism. L'intervalle de confiance (IC) à 95% du P95 est calculé à l'aide d'un test de rang. Les statistiques descriptives seront présentées pour l'ensemble de l'échantillon et pour les différents sous-groupes qui présentent des différences significatives (selon le biomarqueur et en fonction des connaissances actuelles).

L'exclusion des outliers, identifiés à l'aide de la méthode de Tukey modifiée, est réalisée uniquement en cas de problème analytique, d'exposition professionnelle ou extra-professionnelle (prise de compléments alimentaires pour les éléments traces par exemple). Les valeurs inférieures à la limite de quantification sont remplacées par LOQ/2.

Le percentile utilisé pour établir la valeur de référence (notée VR95) est le percentile 95 et son intervalle de confiance à 95%. Le P95 est arrondi en dessous, au sein de l'intervalle de confiance, en conservant au moins deux chiffres significatifs en fonction de la précision de la méthode analytique utilisée.

La comparaison de la distribution des biomarqueurs selon l'âge, le sexe ou d'autres critères (tabagisme, consommation de poisson par exemple) est réalisée au moyen du test non paramétrique de Mann-Whitney pour échantillons non appariés. Afin d'estimer la pertinence d'établir des valeurs de référence VR95 différentes en fonction de ces critères, les P95 ont été comparés au moyen du test Z pour une proportion (test unilatéral). Les seuils de significativité de ces tests sont fixés à 0.05 pour le Mann-Whitney et 0.001 pour le z-test.

Une valeur de référence ne peut pas être établie si la borne inférieure de l'intervalle de confiance du P95 est inférieure à la LOQ ou si l'effectif est inférieur à 120.

La comparaison des résultats de BMH-Wal à d'autres études nationales et internationales est effectuée sur base de la moyenne géométrique, de la médiane et du P95 pour la comparaison des valeurs de référence. Les études de catégories d'âge semblables, proches géographiquement, récentes et incluant un grand nombre de participants sont privilégiées pour les comparaisons.

4.8 VALEURS DE RÉFÉRENCE SANITAIRE

Pour certaines substances, une valeur de référence sanitaire a été établie. Ces valeurs de référence sanitaires (notées VRS) permettent d'apprécier le risque sanitaire associé à une exposition. Elles sont dérivées par des groupes d'experts à partir des résultats d'études épidémiologiques et/ou toxicologiques. Elles sont fondées sur les informations scientifiques disponibles au moment de leur élaboration. Il existe différents types de VRS et selon leur provenance, elles n'ont pas exactement la même signification.

Les valeurs HBM sont des VRS proposées par la Commission Nationale de Biomonitoring allemande. Elles sont dérivées au départ de données épidémiologiques ou toxicologiques selon des méthodes scientifiques clairement décrites et sont actualisées régulièrement en fonction de l'évolution des connaissances. Les valeurs HBM sont établies pour la population générale, pour une exposition vie entière à la concentration correspondante ou pour des groupes de population ou des périodes de vie (femme en âge de procréer, enfants, ados, etc). Il existe deux niveaux de valeur HBM : les valeurs HBM I et les valeurs HBM II. Elles peuvent être utilisées pour interpréter des données individuelles et déterminent le besoin d'action. Elles sont définies de la manière suivante (Apel et al, 2017) :

- HBM I : concentration d'une substance dans une matrice biologique à laquelle et en dessous de laquelle, compte tenu des connaissances actuelles, il n'y a pas de risque d'effets néfastes sur la santé et par conséquent pas de nécessité d'action.

- HBM II : concentration d'une substance dans une matrice biologique à laquelle et au-dessus de laquelle des effets néfastes sont possibles. Des conseils pour réduire l'exposition sont nécessaires ainsi qu'un avis médical.

Pour les niveaux de concentration situés entre les valeurs HBMI et HBMI, les effets néfastes ne peuvent être exclus avec suffisamment de certitude. Des valeurs HBM existent pour le mercure sanguin et urinaire, le cadmium urinaire, le thallium urinaire, le bisphénol A urinaire, les PCBs sanguins (somme des PCBs 138-153-180), l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) et l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS) dans le sang.

Les Biomonitoring Equivalent (BE) sont des VRS développées par Summit Toxicology (USA). Un BE se définit comme la concentration ou la plage de concentration d'un agent chimique ou de ses métabolites dans une matrice biologique, correspondant à une valeur guide sanitaire (comme l'apport quotidien tolérable ou la dose de référence). Une valeur BE existe pour le sélénium urinaire. Elle se base sur les besoins moyens estimés en Se établis pour assurer l'adéquation nutritionnelle au niveau de la population et les niveaux d'apport supérieurs tolérables destinés à protéger d'un effet toxique (sélénose), qui ont été estimés à respectivement 10µg/L et 90-110µg/L chez l'adulte (Hays et al, 2014).

Pour les PFAS, les experts du Conseil Scientifique PFAS³ ont défini, mi-avril 2024, des valeurs-seuils sanitaires basées sur les meilleures références scientifiques actuelles. Il recommande d'utiliser les valeurs de référence définies par les National Academies of Sciences (NAS) (NASEM, 2022), complétées par les valeurs HBM I pour le PFOS et le PFOA définies par la Commission Nationale de Biomonitoring allemande.

Deux valeurs-seuils ont été définies par les NAS pour une somme de 7 PFAS, à savoir l'addition des concentrations en PFOA (linéaires et ramifiés), PFOS (linéaires et ramifiés), PFHxS, PFNA, PFDA, PFUnDA, MeFOSAA. Cet indicateur est nommé, ici : *Somme PFAS NAS*.

Seuils de la somme PFAS NAS

- 2 µg/L
- 20 µg/L

Sous 2 µg/L, il n'y a pas d'effet néfaste attendu suite à l'exposition aux PFAS. Il existe un risque d'effets indésirables, entre 2 et 20 µg/L, en particulier chez les populations sensibles, et un risque accru d'effets indésirables au-delà de 20 µg/L.

Concernant le plomb, il n'existe pas de seuil au-dessous duquel l'exposition au plomb n'aurait pas d'effets nocifs (OMS, 2023⁴). La valeur de référence sanitaire proposée dans le cadre de ce travail pour les adultes correspond à la valeur de vigilance en vigueur en France pour la gestion de la plombémie (25µg/L) (Oleko et al, 2020). Le dépassement de cette valeur de vigilance indique l'existence probable d'au moins une source d'exposition au plomb dans l'environnement et justifie une information des familles sur les dangers du plomb et les sources usuelles d'imprégnation ainsi qu'une surveillance de la plombémie.

³ Ce conseil a été mis en place, en novembre 2023, par le Gouvernement wallon suite à la crise PFAS en Wallonie.

⁴ <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>

Les différentes VRS utilisées dans le cadre de la phase 3 du programme BMH-Wal figurent dans le tableau 3.

TABLEAU 3 : VALEURS DE RÉFÉRENCE SANITAIRE BMH-WAL 3

Matrice	Substance	Valeur de référence sanitaire [µg/L]				Sources
		HBM I	HBM II	BE	Autres	
Sang	PFOA	2	10* (population générale) 5* (femmes en âge de procréer)			1
	PFOS	5	20* (population générale) 10* (femmes en âge de procréer)			1
	Somme PFAS NAS				2 20	3-4
	PCBs $\Sigma(138+153+180) \times 2$	3.5**	7**			1
	Plomb				25	2
	Mercure	5	15			1
Urine	Cadmium	1	4			1
	Mercure	7	25			1
	Sélénium			90-110		5
	Thallium	5	/			1
	Bisphénol A	200***	/			1

(1) Apel et al. 2017; (2) Oleko et al. 2020 ; (3) Conseil Scientifique PFAS, (4) NASEM, 2022 ; (5) Hays et al. 2014

*Vu le petit nombre d'études disponibles, l'incertitude sur les résultats et la spécificité des groupes inclus dans les études utilisées pour établir les valeurs HBM II, elles ne sont pas destinées à quantifier le risque sur la santé d'un individu en raison de son niveau d'exposition, mais bien à mettre en évidence les individus pour lesquels des mesures sont à prendre afin de réduire leur exposition par application du principe de précaution (Schümann et al, 2021).

**Les valeurs HBM pour les PCBs sont valables pour les bébés, les enfants et les femmes en âge de procréer (15-49 ans) uniquement. Elles ne seront donc utilisées que pour les femmes de 40 à 49 ans dans la phase 3 du programme BMH-Wal.

***Valeur HBM I du bisphénol A est en cours de révision par la Commission Nationale de Biomonitoring allemande lors de la rédaction du présent rapport.

5 RÉSULTATS

Le recrutement a débuté en avril 2023 et s'est clôturé en août 2023. Malgré quelques minimes différences entre l'effectif visé et l'effectif recruté par province, l'effectif total de 300 participants a été atteint.

TABLEAU 4 : RÉSULTATS DU RECRUTEMENT BMH-WAL 3

Entités administratives	Effectif visé par catégorie d'âge	Effectif recruté
		40-59 ans
<i>Rég. wallonne</i>	300	302
Prov. Liège	92	94
Prov. Namur	40	43
Prov. Hainaut	111	112
Prov. Brabant Wallon	33	29
Prov. Luxembourg	24	24

5.1 DESCRIPTION DE L'ÉCHANTILLON D'ÉTUDE

Le tableau 5 décrit la province de résidence, le sexe, la nationalité, les revenus du ménage, la situation professionnelle, le niveau d'étude, la catégorie socio-professionnelle et la consommation de poisson dans les 4 jours précédents le prélèvement de l'échantillon BMH-Wal 3.

TABLEAU 5 : DESCRIPTION DE L'ÉCHANTILLON D'ÉTUDE

	Adultes 40-59 ans (N=302)
Province	
Liège	94 (31.1%)
Hainaut	112 (37.1%)
Namur	43 (14.2%)
Brabant Wallon	29 (9.6%)
Luxembourg	24 (7.9%)
Sexe	
Femme	157 (52.0%)
Homme	145 (48.0%)
Nationalité à la naissance	
Belge	253 (83.8%)
Autre	49 (16.2%)
Revenu du ménage (net en €/mois)	
<2000 €	30 (9.9%)
2000-2999 €	59 (19.5%)
3000-3999 €	55 (18.2%)
4000-4999 €	54 (17.9%)
>5000 €	103 (34.1%)
Situation professionnelle	

Etudiant/actif	264 (87.4%)
Chômeur/inactif/invalidé	37 (12.3%)
Autre	1 (0.3%)
Niveau de diplôme	
Primaire et Secondaire inférieur	20 (6.6%)
Secondaire supérieur	56 (18.5%)
Supérieur court	102 (33.8%)
Supérieur long	124 (41.1%)
Catégorie socio-professionnelle	
Cadre	35 (11.6%)
Employé	221 (73.2%)
Ouvrier	6 (2.0%)
Autre	1 (0.3%)
Sans objet	39 (12.9%)
Tabagisme	
Non-fumeur	194 (64.2%)
Ancien fumeur	72 (23.8%)
Fumeur quotidien	35 (11.6%)
Fumeur occasionnel	1 (0.3%)
Amalgame(s)	
Présence d'amalgame(s)	182 (60.3%)
Absence d'amalgame	92 (30.5%)
Ne sait pas	27 (8.9%)
Consommation récente de poisson (derniers 4 jours)	
Non	157 (52.0%)
Oui	142 (47.0%)

La répartition des participants selon les densités de population des provinces est globalement respectée ainsi que la parité femme/homme.

Le niveau d'éducation de la population ayant participé à l'étude est assez élevé : les trois-quarts sont diplômés de l'enseignement supérieur contre moins de 10 % ont un diplôme primaire ou secondaire inférieur. La proportion de personnes inactives sur le plan professionnel (12.3%) est relativement proche du taux de chômage observé en Wallonie (13.1 % en 2023⁵). Environ 10% ont un revenu par ménage de moins de 2000€ par mois contre 34.1% ayant déclaré avoir des revenus supérieurs à 5000 € par mois. La répartition des revenus (par catégories) de ce groupe d'âge est globalement similaire aux autres groupes d'âge étudiés dans le projet BMH-Wal, excepté pour les familles des nouveau-nés dont le statut socio-économique est plus faible (Maggi et al., 2021 ; Jacques et al, 2023).

Plus de 10 % des adultes ayant participé à l'étude ont déclaré fumer quotidiennement, 64 % ont déclaré être des non-fumeurs. Enfin, 60% des participants possèdent au moins un amalgame dentaire et 47% ont consommé du poisson ou des crustacés dans les 4 derniers jours précédant le prélèvement d'urine.

⁵ Iweps : <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/population-active-taux-dactivite-taux-demploi-taux-de-chomage-administratifs-commune/>

5.2 ELABORATION DES VALEURS DE RÉFÉRENCE

Cinq valeurs extrêmes ont été exclues : deux valeurs pour le Cd sanguin (4.94 et 1.60 µg/L), deux pour le Pb sanguin (81.2 et 71.2 µg/L) et une pour le Hg sanguin (15.9 µg/L).

Les statistiques descriptives sont présentées en µg/L dans les tableaux 6 à 13. Les p-valeurs des tests de Mann-Whitney et des z-tests sont également rapportées dans les tableaux. Les statistiques des biomarqueurs urinaires exprimées en µg/g.créatinine se trouvent dans les rapports « valeurs de référence » (voir Avant-propos). Il est important de noter qu'il existe des différences, en fonction des substances, entre les distributions des concentrations exprimées en µg/L et celles des concentrations exprimées en µg/g.créatinine.

Le tableau 14 résume l'ensemble des valeurs de référence établies chez les adultes de 40 à 59 ans.

Les concentrations mesurées dans la population wallonne au cours du projet BMH-Wal ont ensuite été comparées aux concentrations mesurées dans d'autres régions ou pays. Les tableaux de comparaison sont présentés par famille de substances (tableaux 15 à 22) et reprennent pour chaque étude, le nombre de participants (N), l'année de réalisation et la catégorie d'âge ciblée. Les données les plus récentes et concernant des catégories d'âge similaires à BMH-Wal ont été privilégiées. Des comparaisons supplémentaires sont disponibles dans les rapports (voir Avant-propos).

Enfin, des comparaisons avec la phase 1 (12-19 ans et 20-39 ans) et la phase 2 (enfants 3-5 et 6-11 ans) ont également été réalisées. Des comparaisons statistiques (test de Dunn) sont disponibles dans les rapports spécifiques « valeurs de référence » (voir Avant-propos). Ces comparaisons doivent être lues avec prudence, les collectes n'ayant pas été accomplies lors de la même période (phase 1 : 2019-2020 ; phase 2 : 2020-2021 ; phase 3 : 2023).

TABLEAU 6 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES MÉTAUX DANS L'URINE (µg/L)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95	
MÉTAUX DANS L'URINE (µg/L)												
MERCURE												
Total	302	0.25	81.8%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.67 (0.46-1.01)		0.66	
Genre (p<0.0001)												
Femme	157	0.25	90.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.35 (0.25-0.58)	<0.0001	0.34	
Homme	145	0.25	72.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.28	0.97 (0.70-1.62)		0.97	
Amalgame(s) (p=0.0084)												
Pas d'amalgame	92	0.25	91.3%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.37 (<LOQ-0.74)	<0.0001		
Amalgame(s)	182	0.25	77.5%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.79 (0.58-1.42)		0.79	
ARSENIC TOTAL												
Total	302	0.50	1.3%	8.02 (6.93-9.28)	1.08	3.35	7.63	18.49	79.6 (60.3-106.4)		79	
Consommation récente de poisson (p<0.0001)												
Pas de poisson	157	0.50	2.6%	5.00 (4.13-6.05)	0.60	2.39	4.94	10.57	36.4 (27.2-59.4)	<0.0001	36	
Poisson	142	0.50	0.0%	13.3 (11.01-16.15)	2.26	5.40	13.45	26.4	104.0 (78.5-142.8)		100	
CADMIUM												
Total	302	0.05	10.9%	0.18 (0.16-0.20)	<LOQ	0.09	0.20	0.39	0.94 (0.80-1.24)		0.94	
Tabagisme (p<0.0001)												
Non fumeur	194	0.05	11.3%	0.16 (0.14-0.18)	<LOQ	0.09	0.17	0.31	0.81 (0.56-1.17)	0.032		
Fumeur	36	0.05	2.78%	0.35 (0.25-0.48)	0.06	0.19	0.40	0.55	1.88 (0.84-2.93)			
PLOMB												
Total	302	0.10	5.6%	0.43 (0.38-0.47)	<LOQ	0.23	0.44	0.87	1.76 (1.50-2.24)		1.7	
Tabagisme (p=0.0001)												
Non fumeur	194	0.10	6.7%	0.39 (0.34-0.44)	<LOQ	0.22	0.40	0.75	1.58 (1.23-2.06)	0.0018		
Fumeur	36	0.10	0.0%	0.75 (0.57-0.9)	0.20	0.37	0.76	1.42	2.65 (1.97-3.73)			
Genre (p=0.043)												
Femme	157	0.10	7.6%	0.38 (0.33-0.45)	<LOQ	0.20	0.40	0.75	1.83 (1.41-2.46)	ns		
Homme	145	0.10	3.5%	0.48 (0.41-0.55)	0.11	0.25	0.52	0.97	1.76 (1.45-2.48)			
CHROME												
Total	302	0.20	85.1%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.37 (0.28-0.60)		0.37	

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95	
CUIVRE												
Total	302	1.0	2.0%	5.59 (5.08-6.15)	1.37	3.26	5.56	10.7	19.9 (17.3-23.2)		19	
Genre (p=0.0066)												
Femme	157	1.0	3.2%	4.87 (4.26-5.57)	1.11	2.79	4.99	9.14	17.0 (14.2-23.2)	0.0004	17	
Homme	145	1.0	0.7%	6.48 (5.67-7.41)	1.68	3.38	6.42	11.4	21.0 (19.1-37.5)		21	
SELENIUM												
Total	302	2.0	1.0%	15.8 (14.3-17.5)	3.94	8.67	15.9	30.8	58.8 (51.3-79.1)		58	
Genre (p=0.0029)												
Femme	157	2.0	1.9%	13.7 (11.8-99.5)	2.66	7.57	14.2	27.4	59.2 (48.8-79.1)	ns		
Homme	145	2.0	0%	18.5 (16.2-21.1)	4.40	10.5	19.8	35.4	58.8 (52.7-83.5)			
ZINC												
Total	302	20	3.3%	196 (175-222)	38	101	208	426	999 (880-1265)		990	
Genre (p=0.0007)												
Femme	157	20	6.4%	156 (131-186)	10	87	182	319	880 (585-934)	0.006		
Homme	145	20	0%	253 (216-296)	52	125	252	513	1196 (1002-1945)			
NICKEL												
Total	302	1.0	49.0%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.02	1.93	4.21 (3.49-5.55)		4.2	
THALLIUM												
Total	302	0.05	7.6%	0.14 (0.13-0.15)	<LOQ	0.09	0.16	0.26	0.44 (0.40-0.49)		0.44	
Genre (p=0.04)												
Femme	157	0.05	8.3%	0.13 (0.12-0.15)	<LOQ	0.08	0.13	0.24	0.45 (0.38-0.55)	ns		
Homme	145	0.05	6.9%	0.15 (0.14-0.17)	<LOQ	0.10	0.17	0.27	0.43 (0.38-0.54)			
Tabagisme (p=0.013)												
Non fumeur	194	0.05	6.7%	0.14 (0.12-0.15)	<LOQ	0.09	0.15	0.25	0.42 (0.38-0.48)	ns		
Fumeur	36	0.05	2.8%	0.20 (0.16-0.25)	0.05	0.14	0.22	0.33	0.56 (0.41-0.74)			

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour $p < 0.05$ tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour $p < 0.001$.
Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand $p < 0.05$; ns "non significatif" est mentionné lorsque $p > 0.05$.

TABLEAU 7 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES MÉTAUX DANS LE SANG (µg/L)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
METAUX DANS LE SANG (µg/L)											
MERCURE											
Total	301	0.20	0.3%	1.81 (1.67-1.97)	0.51	1.12	2.08	3.04	4.76 (4.45-5.72)		4.7
Genre (p=0.0250)											
Femme	157	0.20	0.0%	1.70 (1.53-1.89)	0.53	1.06	1.80	2.78	4.38 (3.75-6.58)	0.0037	
Homme	144	0.20	0.7%	1.95 (1.72-2.21)	0.48	1.16	2.34	3.58	5.10 (4.47-5.72)		
Consommation récente de poisson (p<0.0001)											
Pas de poisson	157	0.20	0.6%	1.46 (1.30-1.65)	0.38	0.89	1.56	2.60	4.29 (4.04-5.24)	<0.0001	4.2
Poisson	141	0.20	0.0%	2.29 (2.08-2.53)	0.80	1.48	2.50	3.41	5.72 (4.76-7.13)		5.7
Consommation d'alcool (p=0.0055)											
<1 fois/sem	93	0.20	1.1%	1.55 (1.34-1.79)	0.47	1.06	1.55	2.53	3.78 (3.41-5.47)	<0.0001	5.2
≥1 fois/sem	207	0.20	0.0%	1.95 (1.77-2.16)	0.55	1.14	2.26	3.42	5.22 (4.55-6.54)		
CADMIUM											
Total	300	0.09	0.3%	0.33 (0.30-0.36)	0.13	0.21	0.29	0.45	1.40 (1.07-2.03)		1.4
Genre (p<0.0001)											
Femme	157	0.09	0.0%	0.40 (0.35-0.44)	0.18	0.24	0.33	0.53	2.00 (1.39-3.01)	<0.0001	2.00
Homme	143	0.09	0.7%	0.27 (0.24-0.30)	0.12	0.18	0.25	0.38	0.90 (0.64-1.27)		0.90
Tabagisme (p<0.0001)											
Non fumeur	266	0.09	0.4%	0.29 (0.27-0.31)	0.13	0.20	0.28	0.40	0.78 (0.67-1.04)	<0.0001	0.78
Fumeur	36	0.09	0.0%	1.11 (0.85-1.46)	0.26	0.79	1.11	2.04	3.22 (2.69-4.94)		
PLOMB											
Total	300	2.0	0.0%	15.0 (14.1-15.8)	6.9	10.7	14.9	20.2	34.7 (30.2-46.5)		34
Genre (p=0.0027)											
Femme	157	2.0	0.0%	13.8 (12.7-15.0)	6.3	9.4	13.8	19.0	32.2 (30.1-47.9)	ns	
Homme	142	2.0	0.0%	16.2 (15.0-17.5)	7.6	12.5	15.7	20.8	34.9 (28.7-48.6)		
Tabagisme (p=0.0103)											
Non fumeur	264	2.0	0.0%	14.6 (13.7-15.5)	6.8	10.5	14.3	19.6	32.0 (29.6-47.9)	0.0292	
Fumeur	36	2.0	0.0%	18.2 (15.5-21.4)	8.4	13.3	18.3	23.7	40.5 (34.3-51.2)		

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
Consommation d'alcool (p=0.0021)											
<1 fois/sem	93	2.0	0.0%	13.0 (11.8-14.4)	5.7	9.4	12.6	18.2	28.3 (26.0-32.0)	<0.0001	
≥1 fois/sem	206	2.0	0.0%	15.9 (14.9-17.0)	7.2	11.5	15.5	20.4	38.2 (33.1-51.2)		38

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

TABLEAU 8 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES BISPHÉNOLS DANS L'URINE (µg/L)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
BISPHENOLS (µg/L)											
BPP											
Total	299	0.09	100%				<LOQ				
BPF											
Total	299	0.07	56.2%	0.09 (0.08-0.11)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.20	1.24 (0.93-2.11)		1.2
BPA											
Total	299	0.29	44.1%	0.37 (0.33-0.41)	<LOQ	<LOQ	0.34	0.77	2.31 (1.61-2.78)		2.3
BPS											
Total	299	0.09	33.8%	0.21 (0.18-0.25)	<LOQ	<LOQ	0.22	0.58	2.29 (1.44-3.32)		2.2
BPZ											
Total	299	0.06	89.3%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.09 (0.06-0.24)		0.09

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

TABLEAU 9 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES HAPS DANS L'URINE (µg/L)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95	
HAPs (µg/L)												
1-naphtol												
Total	302	0.40	47.7%	0.63 (0.53-0.75)	<LOQ	<LOQ	0.43	1.10	18.7 (12.9-27.2)		18.0	
Tabagisme (p<0.0001)												
Non fumeur	266	0.40	53.0%	0.44 (0.38-0.51)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.71	2.39 (2.04-5.78)	<0.0001	2.3	
Fumeur	36	0.40	8.3%	8.68 (5.22-14.4)	<LOQ	<LOQ	14.6	20.3	45.0 (28.5-88.4)			
2-naphtol												
Total	302	0.40	9.6%	2.63 (2.23-3.10)	<LOQ	0.97	2.33	7.45	30.8 (23.9-38.0)		30	
Tabagisme (p<0.0001)												
Non fumeur	266	0.40	10.9%	2.09 (1.78-2.46)	<LOQ	0.85	1.92	5.52	16.8 (14.5-31.3)	<0.0001	16	
Fumeur	36	0.40	0%	14.0 (8.69-22.5)	2.19	7.41	16.9	28.5	61.8 (44.1-85.1)			
2-hydroxyfluorène												
Total	302	0.10	70.9%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.14	2.07 (0.94-3.11)		2.0	
Genre (p=0.0292)												
Femme	157	0.10	70.7%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	2.49 (0.88-3.86)	0.0468		
Homme	145	0.10	63.4 %	0.10 (<LOQ-0.12)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.16	1.62 (0.58-2.93)			
Tabagisme (p<0.0001)												
Non fumeur	266	0.10	78.6%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.29 (0.25-0.50)	<0.0001	0.29	
Fumeur	36	0.10	13.9%	1.05 (0.64-1.71)	<LOQ	0.59	1.74	2.98	5.36 (3.86-11.5)			
3-hydroxyfluorène												
Total	302	0.10	82.1%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.33 (0.54-1.92]		1.3	
Tabagisme (p<0.0001)												
Non fumeur	266	0.10	91.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.15 (0.12-0.23)	<0.0001	0.15	
Fumeur	36	0.10	13.9%	0.68 (0.43-1.07)	<LOQ	0.33	1.18	1.86	3.19 (2.62-5.70)			
9-hydroxyfluorène												
Total	302	0.10	48.0%	0.15 (0.13-0.18)	<LOQ	<LOQ	0.12	0.34	2.07 (1.34-2.76)		2.0	
Tabagisme (p<0.0001)												
Non fumeur	266	0.10	52.3%	0.12 (0.11-0.14)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.26	1.01 (0.81-2.29)	<0.0001	1.0	
Fumeur	36	0.10	16.7%	0.75 (0.44-1.27)	<LOQ	0.37	0.81	1.95	7.81 (3.26-31.6)			

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
1-hydroxyphénanthrène											
Total	302	0.10	56.3%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.17	0.46 (0.40-0.54)		0.46
Tabagisme (p<0.0001)											
Non fumeur	266	0.10	60.9%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.14	0.33 (0.30-0.53)	<0.0001	0.33
Fumeur	36	0.10	22.2%	0.23 (0.16-0.31)	<LOQ	0.13	0.32	0.41	1.08 (0.49-1.72)		
2-hydroxyphénanthrène											
Total	302	0.10	90.7%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.18 (0.14-0.24)		0.17
Tabagisme (p<0.0001)											
Non fumeur	266	0.10	94.7%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.11 (<LOQ-0.18)	<0.0001	
Fumeur	36	0.10	61.1%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.18	0.50 (0.27-1.00)		
3-hydroxyphénanthrène											
Total	302	0.10	74.5%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.10	0.40 (0.30-0.52)		0.40
Tabagisme (p<0.0001)											
Non fumeur	266	0.10	81.2%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.21 (0.17-0.32)	<0.0001	0.20
Fumeur	36	0.10	25.0%	0.22 (0.16-0.31)	<LOQ	0.10	0.28	0.45	0.90 (0.60-1.82)		
4-hydroxyphénanthrène											
Total	302	0.10	86.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.20 (0.15-0.31)		0.20
Tabagisme (p<0.0001)											
Non fumeur	266	0.10	91.0%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.14 (0.10-0.22)	<0.0001	0.13
Fumeur	36	0.10	52.8%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.16	0.33 (0.27-0.59)		
1-hydroxypyrene											
Total	302	0.15	83.8%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.45 (0.29-0.65)		0.45
Tabagisme (p<0.0001)											
Non fumeur	266	0.15	91.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.22 (0.16-0.29)	<0.0001	0.21
Fumeur	36	0.15	27.8%	0.27 (0.19-0.38)	<LOQ	<LOQ	0.27	0.57	1.39 (0.75-3.86)		

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

TABLEAU 10 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PESTICIDES (GLYPHOSATE, PESTICIDES ORGANOPHOSPHORÉS ET PYRÉTHRINOÏDES) DANS L'URINE (µg/L)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
GLYPHOSATE ET METABOLITE (µg/L)											
Glyphosate											
Total	302	0.08	81.5%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.13 (0.11-0.16)		0.13
AMPA											
Total	302	0.15	91.1%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.17 (<LOQ-0.25)		
PESTICIDES ORGANOPHOSPHORES (µg/L)											
DEP											
Total	295	0.50	17.3%	1.41 (1.25-1.60)	<LOQ	0.74	1.44	2.90	8.16 (6.70-11.4)		8.1
DETP											
Total	301	0.50	93.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.59 (<LOQ-0.71)		
DEDTP											
Total	301	0.50	100%			<LOQ					
DMTP											
Total	301	0.50	59.1%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.80	2.92 (2.02-4.04)		2.9
DMDTP											
Total	301	0.50	91.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.56 (0.50-0.68)		0.55
TCPY											
Total	300	0.08	9.7%	0.23 (0.20-0.25)	<LOQ	0.12	0.23	0.42	1.06 (0.80-1.22)		1.0
PESTICIDES PYRETHRINOIDES (µg/L)											
c-DCCA											
Total	300	0.20	76.3%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.73 (0.57-1.16)		0.72
t-DCCA											
Total	300	0.15	41.3%	0.22 (0.19-0.25)	<LOQ	<LOQ	0.19	0.45	1.70 (1.15-2.46)		1.7
DBCA											
Total	300	0.30	58.0%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.53	1.74 (1.50-2.82)		1.7
3-PBA											
Total	300	0.09	11.3%	0.38 (0.33-0.43)	<LOQ	0.17	0.40	0.87	2.56 (1.89-3.30)		2.5
4-F-3-PBA											
Total	300	0.11	98.0%			<LOQ					

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

TABLEAU 11 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PESTICIDES ORGANOCHLORÉS DANS LE SANG (NG/G.LIP)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
PESTICIDES ORGANOCHLORES (ng/g.lip) *											
HCB											
Total	301	0.08	78.4%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	16.5 (15.3-17.5)		16
b-HCH											
Total	301	0.05	86.0%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10.3 (9.9-13.0)		10
4,4'-DDE											
Total	301	0.40	65.1%	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	76.2	192.4 (156.3-280.7)		190
a-HCH											
Total	301	0.05	100%				<LOQ				
g-HCH											
Total	301	0.05	100%				<LOQ				
ALDRINE											
Total	301	0.13	100%				<LOQ				
DIELDRINE											
Total	301	0.20	100%				<LOQ				
ENDRINE											
Total	301	0.50	100%				<LOQ				
t-CHLORDANE											
Total	301	0.20	100%				<LOQ				
2,4'-DDT											
Total	301	0.41	100%				<LOQ				
OXYCHLORDANE											
Total	301	0.15	100%				<LOQ				
c-NONACHLOR											
Total	301	0.05	100%				<LOQ				
t-NONACHLOR											
Total	301	0.06	100%				<LOQ				
HEPTACHLOR EPOXYDE											
Total	301	0.20	100%				<LOQ				

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
β-ENDOSULFAN											
Total	301	0.05	100%						<LOQ		
2,4'-DDE											
Total	301	0.08	100%						<LOQ		

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

*LOQ en µg/L

TABEAU 12 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PCBs DANS LE SANG (NG/G.LIP)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
PCBs (ng/g.lip) *											
PCB-118											
Total	301	0.17	100%						<LOQ		
PCB-138											
Total	301	0.15	40.2%	21.6 (20.1-23.1)	<LOQ	<LOQ	24.2	33.6	56.1 (49.9-67.1)		56
PCB-153											
Total	301	0.07	1.0%	35.7 (33.5-38.0)	14.3	26.2	35.8	49.6	96.4 (80.5-113.2)		96
PCB-180											
Total	301	0.05	1.0%	29.6 (27.7-31.6)	12.4	20.0	29.6	43.2	70.4 (66.0-99.4)		70
Genre (p=0.0006)											
Femme	156	0.05	1.3%	27.1 (24.8-29.5)	12.2	18.0	28.7	40.2	62.7 (55.6-70.4)	<0.0001	62
Homme	145	0.05	0.7%	32.7 (29.6-36.1)	12.8	22.6	34.8	46.3	95.0 (71.3-123.3)		95

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

*LOQ en µg/L

TABLEAU 13 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PFAS DANS LE SANG (µg/L)

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	MG (95% IC)	P5	P25	P50	P75	P95 (95% IC)	p z-test	VR95
PFAS (µg/L)											
PFHxA											
Total	302	0.10	100%						<LOQ		
PFHpA											
Total	302	0.10	99.7%						<LOQ		
PFOA											
Total	302	0.50	11.6%	1.00 (0.92-1.07)	<LOQ	0.74	1.06	1.51	2.54 (2.29-3.55)		2.5
Genre (p=0.0036)											
Femme	157	0.50	11.5%	0.92 (0.83-1.02)	<LOQ	0.69	0.96	1.30	2.42 (2.10-3.55)	ns	
Homme	145	0.50	11.7%	1.08 (0.97-1.21)	<LOQ	0.81	1.19	1.68	2.85 (2.29-3.66)		
PFNA											
Total	302	0.10	2.6%	0.37 (0.35-0.40)	0.14	0.26	0.39	0.53	0.98 (0.87-1.15)		0.98
PFDA											
Total	302	0.10	21.9%	0.16 (0.15-0.17)	<LOQ	0.11	0.17	0.25	0.49 (0.42-0.60)		0.49
PFHxS											
Total	302	0.15	3.6%	0.71 (0.66-0.78)	0.21	0.47	0.79	1.18	2.01 (1.74-2.31)		2.0
Genre (p<0.0001)											
Femme	157	0.15	5.1%	0.57 (0.51-0.65)	0.17	0.38	0.62	0.94	1.75 (1.32-2.15)	0.0031	
Homme	145	0.15	2.1%	0.90 (0.81-1.01)	0.30	0.66	1.02	1.34	2.24 (1.80-3.35)		
PFOS											
Total	302	0.50	3.3%	2.37 (2.17-2.59)	0.70	1.53	2.51	3.96	8.61 (6.84-10.2)		8.6
Genre (p=0.0005)											
Femme	157	0.50	5.1%	2.04 (1.79-2.31)	0.51	1.38	2.11	3.48	6.57 (5.36-8.67)	0.0009	6.5
Homme	145	0.50	1.4%	2.80 (2.49-3.15)	0.83	1.75	2.84	4.26	9.53 (7.49-11.4)		9.5

La différence entre les catégories (M-W) est considérée comme significative pour p<0.05 tandis que la différence entre les RV95 (z-test) est considérée significative pour p<0.001. Pour les z-tests, la p-value est indiquée quand p<0.05 ; ns "non significatif" est mentionné lorsque p>0.05.

TABLEAU 12 : TABLEAU RÉCAPITULATIF DES VR95 POUR TOUTES LES FAMILLES DE SUBSTANCES ÉTUDIÉES DANS LE SANG ET L'URINE

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	VR95
METAUX DANS L'URINE (µg/L)				
MERCURE				
Total	302	0.25	81.8%	0.66
Femme	157	0.25	90.4%	0.34
Homme	145	0.25	72.4%	0.97
Pas d'amalgame	110	0.25	91.3%	0.36
Amalgame(s)	182	0.25	77.5%	0.79
ARSENIC TOTAL				
Total	302	0.50	1.3%	79
Pas de poisson	157	0.50	2.6%	36
Poisson	142	0.50	0.0%	100
CADMIUM				
Total	302	0.05	10.9%	0.94
PLOMB				
Total	302	0.10	5.6%	1.7
CHROME				
Total	302	0.20	85.1%	0.37
CUIVRE				
Total	302	1.0	2.0%	19
Femme	157	1.0	3.2%	17
Homme	145	1.0	0.7%	21
SELENIUM				
Total	302	2.0	1.0%	58
ZINC				
Total	302	20	3.3%	990
NICKEL				
Total	302	1.0	49.0%	4.2
THALLIUM				
Total	302	0.05	7.6%	0.44
METAUX DANS LE SANG (µg/L)				
MERCURE				
Total	301	0.20	0.3%	4.7
Pas de poisson	157	0.20	0.6%	4.2
Poisson	141	0.20	0.0%	5.7
alcool ≥1 fois/sem	207	0.20	0.0%	5.2
CADMIUM				
Total	300	0.09	0.3%	1.4
Femme	157	0.09	0.0%	2.00
Homme	143	0.09	0.7%	0.90
Non fumeur	266	0.09	0.4%	0.78
PLOMB				
Total	300	2.0	0.0%	34
alcool ≥1 fois/sem	206	2.0	0.0%	38
BISPHENOLS (µg/L)				
BPP				
Total	299	0.09	100%	-
BPF				
Total	299	0.07	56.2%	1.2
BPA				
Total	299	0.29	44.1%	2.3
BPS				
Total	299	0.09	33.8%	2.2
BPZ				
Total	299	0.06	89.3%	0.09
HAPs (µg/L)				
1-naphtol				
Total	302	0.40	47.7%	18.0
Non fumeur	266	0.40	53.0%	2.3

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	VR95
2-naphtol				
Total	302	0.40	9.6%	30
Non fumeur	266	0.40	10.9%	16
2-hydroxyfluorène				
Total	302	0.10	70.9%	2.0
Non fumeur	266	0.10	78.6%	0.29
3-hydroxyfluorène				
Total	302	0.10	82.1%	1.3
Non fumeur	266	0.10	91.4%	0.15
9-hydroxyfluorène				
Total	302	0.10	48.0%	2.0
Non fumeur	266	0.10	52.3%	1.0
1-hydroxyphénanthrène				
Total	302	0.10	56.3%	0.46
Non fumeur	266	0.10	60.9%	0.33
2-hydroxyphénanthrène				
Total	302	0.10	90.7%	0.17
3-hydroxyphénanthrène				
Total	302	0.10	74.5%	0.40
Non fumeur	266	0.10	81.2%	0.20
4-hydroxyphénanthrène				
Total	302	0.10	86.4%	0.20
Non fumeur	266	0.10	91.0%	0.13
1-hydroxypyrene				
Total	302	0.15	83.8%	0.45
Non fumeur	266	0.10	91.4%	0.21
GLYPHOSATE ET METABOLITE (µg/L)				
Glyphosate				
Total	302	0.08	81.5%	0.13
AMPA				
Total	302	0.15	91.1%	-
PESTICIDES ORGANOPHOSPHORES (µg/L)				
DEP				
Total	295	0.50	17.3%	8.1
DETP				
Total	301	0.50	93.4%	-
DEDTP				
Total	301	0.50	100%	-
DMTP				
Total	301	0.50	59.1%	2.9
DMDTP				
Total	301	0.50	91.4%	0.55
TCPY				
Total	300	0.08	9.7%	1.0
PESTICIDES PYRETHRINOIDES (µg/L)				
c-DCCA				
Total	300	0.20	76.3%	0.72
t-DCCA				
Total	300	0.15	41.3%	1.7
DBCA				
Total	300	0.30	58.0%	1.7
3-PBA				
Total	300	0.09	11.3%	2.5
4-F-3-PBA				
Total	300	0.11	98.0%	-

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	VR95
PESTICIDES ORGANOCHLORES (ng/g lip) *				
HCB				
Total	301	0.08	78.4%	16
b-HCH				
Total	301	0.05	86.0%	10
4,4'-DDE				
Total	301	0.40	65.1%	190
a-HCH				
Total	301	0.05	100%	-
g-HCH				
Total	301	0.05	100%	-
ALDRINE				
Total	301	0.13	100%	-
DIELDRINE				
Total	301	0.20	100%	-
ENDRINE				
Total	301	0.50	100%	-
t-CHLORDANE				
Total	301	0.20	100%	-
2,4'-DDT				
Total	301	0.41	100%	-
OXYCHLORDANE				
Total	301	0.15	100%	-
c-NONACHLOR				
Total	301	0.05	100%	-
t-NONACHLOR				
Total	301	0.06	100%	-
HEPTACHLOR EPOXYDE				
Total	301	0.20	100%	-
β-ENDOSULFAN				
Total	301	0.05	100%	-
2,4'-DDE				
Total	301	0.08	100%	-
PCBs (ng/g.lip) *				
PCB-118				
Total	301	0.17	100%	-
PCB-138				
Total	301	0.15	40.2%	56
PCB-153				
Total	301	0.07	1.0%	96
PCB-180				
Total	301	0.05	1.0%	70
Femme	156	0.05	1.3%	62
Homme	145	0.05	0.7%	95
PFAS (µg/L)				
PFHxA				
Total	302	0.10	100%	-
PFHpA				
Total	302	0.10	99.7%	-
PFOA				
Total	302	0.50	11.6%	2.5
PFNA				
Total	302	0.10	2.6%	0.98
PFDA				
Total	302	0.10	21.9%	0.49
PFHxS				
Total	302	0.15	3.6%	2.0

	N _{tot}	LOQ	N<LOQ	VR95
PFOS				
Total	302	0.50	3.3%	8.6
Femme	157	0.50	5.1%	6.5
Homme	145	0.50	1.4%	9.5

*Sous-groupes pour lesquels le z-test est significatif ($p < 0.001$)
alors que le M-W est non significatif ($p \geq 0.05$).

*LOQ en $\mu\text{g/L}$

TABEAU 15 : CONCENTRATIONS EN MÉTAUX DANS L'URINE RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITRINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG ($\mu\text{g/L}$)	P50 ($\mu\text{g/L}$)	P95 ($\mu\text{g/L}$)
MERCURE						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.25	<0.25	0.67
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans sans amalgame	92	<0.25	<0.25	0.37
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	252	0.81	0.81	4.99
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	0.26	0.38	1.88
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	209		0.22	0.91
France - ESTEBAN (3)	2014-2016	45-59 ans	893	0.74	0.94	3.07
France - ESTEBAN (3)	2014-2016	18-74 ans sans amalgame	848	0.53	0.69	2.43
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	116		0.94	2.97
République Tchèque - CzechHBM	2015	18-65 ans	302		0.71	5.39
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	1037		0.26	3.5
USA - NHANES	2017-2018	≥ 20 ans	1708		<0.13	1.16
ARSENIC TOTAL						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	8.02	7.63	79.6
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans pas de poisson	157	5.00	4.94	36.4
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	15.4	14.1	157
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans pas de poisson		8.63	8.54	48.8
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	208		11.73	105.69
France - ESTEBAN (4)	2014-2016	45-59 ans	893	22.34	18.37	198.91
France - ESTEBAN (4)	2014-2016	18-74 ans pas de poisson	1936	16.91	14.75	110.62
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		51.94	358.38
Slovénie - SLO-HBM	2011-2014	18-49 ans	812		5.63	53.34
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	9.3	8.1	70
USA - NHANES	2017-2018	≥ 20 ans	1703	6.73	6.02	66.8
CADMIUM						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.18	0.20	0.94
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans non fumeurs	194	0.16	0.17	0.81
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	0.23	0.28	1.06
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans non fumeurs	619	0.18	0.22	0.71
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	208		0.29	0.95
France - ESTEBAN (5)	2014-2016	45-59 ans	893	0.48	0.48	1.57
France - ESTEBAN (5)	2014-2016	18-74 ans non fumeurs	1275	0.37	0.38	1.22
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	397		0.13	0.65
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.18	0.71

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	295		0.12	0.39
Italie - SIVR (6)	2012-2015	40-60 ans non fumeurs	133	0.30		1.05
Espagne - BIOAMBIENT.ES (7)	2009-2010	18-65 ans	1770	0.28	0.28	1.03
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	341	0.25	0.29	1.5
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1708	0.18	0.18	0.92
PLOMB						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.43	0.44	1.76
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	0.74	0.87	2.81
France - IMEPOGE (8)	2008-2010	20-59 ans	1910	1.03	1.11	3.76
Italie - SIVR (6)	2012-2015	40-60 ans non fumeurs	133	0.85		2.77
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		0.84	2.04
Slovénie - SLO-HBM	2011-2014	18-49 ans	812		0.49	1.91
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	0.59	0.66	2.0
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1708	0.29	0.29	1.23
CHROME						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.20	<0.20	0.37
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	0.10	0.13	0.45
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	208		<0.20	0.40
France - ESTEBAN (9)	2014-2016	45-59 ans	893	0.60	0.64	1.61
Italie - SIVR (6)	2012-2015	40-60 ans non fumeurs	133	0.25		0.61
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1702		<0.19	0.99
CUIVRE						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	5.59	5.56	19.9
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	6.94	8.18	19.6
France - ESTEBAN (10)	2014-2016	45-59 ans	893	8.37	9.33	21.1
Italie - SIVR (6)	2012-2015	18-60 ans non fumeurs	140	11.6		24.0
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	10	11	27
SELENIUM						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	15.8	15.9	58.8
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	21.6	25.1	61.6
France - ESTEBAN (11)	2014-2016	45-59 ans	893	27.2	28.5	58.3
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	49	57	140
ZINC						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	196	208	999
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	227	256	1048
France - ESTEBAN (11)	2014-2016	45-59 ans	893	296	313	903
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	290	330	1200
NICKEL						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<1.0	1.02	4.21
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	1.73	2.05	4.73
France - ESTEBAN (12)	2014-2016	45-59 ans	893	1.48	1.68	4.47
Italie - SIVR (6)	2012-2015	40-60 ans non fumeurs	133	1.55		4.03
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	1.3	1.3	4.3
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1702	1.04	1.07	3.95
THALLIUM						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.14	0.16	0.44
Belgique (2)	2010-2011	18-80 ans	1001	0.17	0.21	0.50
France - ESTEBAN (11)	2014-2016	45-59 ans	893	0.19	0.20	0.48
Italie - SIVR (6)	2012-2015	18-60 ans non fumeurs	160	0.20		0.76
Canada - CHMS cycle 2	2009-2011	40-59 ans	1228	0.23	0.25	0.69
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1708	0.16	0.17	0.47

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ;

https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Pirard et al., 2018 ; (2) Hoet et al., 2013 ; (3) Oleko et al., 2021c ; (4) Fillol et al., 2021b ; (5) Oleko et al., 2021b ; (6) Aprea et al., 2018 ; (7) Lopez-Herranz et al., 2015 ; (8) Nisse et al. 2017 ; (9) Oleko et al., 2021 ; (10) Fillol et al., 2021d ; (11) Fillol et al., 2021 ; (12) Fillol et al., 2021c.

TABLEAU 16 : CONCENTRATIONS EN MÉTAUX DANS LE SANG RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITORINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
MERCURE						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	1.81	2.08	4.76
Belgique (1)	2016-2017	18-70 ans	380	1.38	1.51	4.64
France - IMEPOGE (2)	2008-2010	20-59 ans	1992	1.38	1.65	5.06
République Tchèque - CzechHBM	2015	18-64 ans	302		0.65	2.49
Slovénie	2008-2014	18-49 ans	1083		1.20	4.78
Espagne - BIOAMBIENT.ES	2009-2010	18-65 ans	1880		6.53	18.4
Suède (3)	2015	Hommes >45 ans	271		1.82	
Suède (3)	2015	Femmes >45 ans	294		1.83	
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	1083	0.84	0.85	3.9
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	5021	0.76	0.73	4.36
CADMIUM						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	0.33	0.29	1.40
Belgique (1)	2016-2017	18-70 ans	380	0.68	0.68	1.79
Belgique (Flandre) - FLEHS 2	2008-2009	20-40 ans Femmes	243		0.29	1.01
France - IMEPOGE (2)	2008-2010	20-59 ans	1992	0.39	0.37	1.67
République Tchèque - CzechHBM	2015	18-64 ans	302		0.54	1.69
Slovénie	2008-2014	18-49 ans	1083		0.29	1.01
Suède (3)	2015	Hommes >45 ans	271		0.36	
Suède (3)	2015	Femmes >45 ans	294		0.47	
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	1083	0.32	0.26	2.4
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	5021	0.30	0.27	1.44
PLOMB						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	15.0	14.9	34.7
Belgique (1)	2016-2017	18-70 ans	380	11.4	11.1	26.8
Belgique (Flandre) - FLEHS 2	2008-2009	20-40 ans Femmes	243		10.94	22.65
France - ESTEBAN (4)	2014-2016	45-59 ans	361	21.93	22.03	46.89
République Tchèque - CzechHBM	2015	18-64 ans	302		16.44	48.64
Slovénie	2008-2014	18-49 ans	1083		17.48	41.49
Espagne - BIOAMBIENT.ES	2009-2010	18-65 ans	1880		22.5	56.11
Suède (3)	2015	Hommes >45 ans	271		19.1	
Suède (3)	2015	Femmes >45 ans	294		16.8	
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	1083	9.2	9.6	22
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	5021	8.55	8.50	26.2

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ; https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Hoet et al., 2020 ; (2) Nisse et al., 2017 ; (3) <https://ki.se/imm/halsorelaterad-miljoovervakning/tidsserier-och-data> ; (4) Oleko et al., 2020.

TABLEAU 17 : CONCENTRATIONS EN BISPHÉNOLS DANS L'URINE RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITORINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
Bisphenol F						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	299	0.09	<0.07	1.24
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	345	0.21	0.20	0.78
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	300		0.12	6.81
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		<0.1	6.29
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.13	0.65
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	290		0.17	28.68
Pologne - POLAES	2017	20-39 ans	222		0.23	13.01
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	209		1.23	11.18
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	396	0.13	0.10	6.4
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1690		<0.20	7.80
Bisphenol A						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	299	0.37	0.34	2.31
Belgique (Liège) (2)	2011	1-75 ans	131	2.55	2.46	
Belgique -DEMOCOPHES (3)	2011-2012	Femmes 27-45 ans	129	2.55		
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	50-65 ans	194		1.12	5.14
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	345	1.91	1.81	7.61
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	300		0.50	2.52
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		2.11	8.39
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		1.82	11.68
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	290		1.68	8.74
Pologne - POLAES	2017	20-39 ans	228		1.99	9.94
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	209		3.98	13.03
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	343	0.60	0.59	3.1
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1690	1.08	1.10	6.80
Bisphenol S						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	299	0.21	0.22	2.29
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	345	0.34	0.29	3.33
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	300		<0.09	2.14
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		<0.03	2.81
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.30	6.62
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	290		0.21	1.63
Pologne - POLAES	2017	20-39 ans	228		0.07	0.49
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	209		0.32	2.40
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	397	0.32	0.35	2.9
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1690	0.50	0.50	4.40
Bisphenol Z						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	299	<0.06	<0.06	0.09
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	396		<0.02	0.11

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ; https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Balicco et al., 2019 ; (2) Pirard et al., 2012 ; (3) Koppen et al., 2019.

TABLEAU 18 : CONCENTRATIONS EN HAPS DANS L'URINE RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITORINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
1-naphtol						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.63	0.43	18.7
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	0.44	<0.40	2.39
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	1.17	0.72	15.21
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.60	0.45	8.76
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	300		0.12	2.04
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		2.38	24.81
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		1.14	12.67
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		1.28	12.84
Pologne - POLAES	2017	20-39 ans	225		<3.0	20.26
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		0.95	7.95
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	311	1.1	0.89	20
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1690	1.76	1.37	27.2
2-naphtol						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	2.63	2.33	30.8
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	2.09	1.92	16.8
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	4.43	4.27	21.89
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	3.10	3.11	19.31
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	300		2.76	13.23
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		7.23	39.91
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		8.43	51.72
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		4.05	20.4
Pologne - POLAES	2017	20-39 ans	225		8.8	35.48
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		8.74	46.74
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	311	4.9	4.6	29
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1742	4.96	5.26	31.2
2-hydroxyfluorène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	2.07
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.10	<0.10	0.29
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.28	0.22	2.06
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.17	0.17	0.70
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.3	2.36
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.29	2.69
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.27	1.53
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		0.19	1.73
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	312	0.31	0.26	
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1789	0.21	0.18	1.78
3-hydroxyfluorène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	1.33
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.10	<0.10	0.15
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.11	0.07	1.28
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.05	0.05	0.23
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.05	0.74
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		<0.05	0.53
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.05	0.49
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	199		0.07	1.10
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	311	0.12	0.09	
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1785	0.09	0.07	1.16
9-hydroxyfluorène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.15	0.12	2.07
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	0.12	<0.10	1.01
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.33	0.32	1.33
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.28	0.28	1.11
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		0.28	1.60
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	312	0.16	0.14	0.80

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
USA - NHANES	2011-2012	≥20 ans	1706	0.27	0.26	1.70
1-hydroxyphénantrène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	0.46
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.10	<0.10	0.33
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.15	0.14	0.50
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.12	0.12	0.48
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.16	0.70
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.15	0.91
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.04	0.28
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		0.17	0.68
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	312	0.16	0.14	0.68
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1790	0.11	0.11	0.51
2-hydroxyphénantrène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	0.18
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.10	<0.10	0.11
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.07	0.06	0.22
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.06	0.06	0.21
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.05	0.23
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.11	0.71
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.11	0.48
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	312	0.06	0.07	0.30
USA - NHANES	2011-2012	≥20 ans	1703	0.06	0.06	0.31
3-hydroxyphénantrène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	0.40
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.10	<0.10	0.21
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.10	0.10	0.37
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.08	0.07	0.27
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.03	0.16
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.09	0.70
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.08	0.32
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		0.16	0.50
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	312	0.09	0.09	
USA - NHANES	2011-2012	≥20 ans	1705	0.06	0.06	0.41
4-hydroxyphénantrène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	0.20
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.10	<0.10	0.14
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.02	0.02	0.08
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.02	0.02	0.08
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.05	0.16
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.03	0.27
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.08	0.64
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	208		0.10	0.52
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	311	0.02	0.02	
USA - NHANES	2011-2012	≥20 ans	1701	0.02	0.02	0.10
1-hydroxypyrrène						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.15	<0.15	0.45
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans Non fumeurs	266	<0.15	<0.15	0.22
Belgique (Flandre) - FLEHS 2 (2)	2007-2011	20-40 ans	191	0.10		
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	398	0.09	0.08	0.40
France - ESTEBAN (1)	2014-2016	18-74 ans Non Fumeurs	507	0.07	0.06	0.26
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	300		0.07	0.27
Croatie	2019-2020	19-40 ans	300		0.07	0.36
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		0.11	0.79
République Chèque - CELSPAC: YA	2019	20-37 ans	300		0.09	0.31
Pologne - POLAES	2017	20-39 ans	228		0.30	1.36
Luxembourg - Oriscav-Lux2	2016-2018	25-39 ans	210		0.42	1.23
Espagne - BIOAMBIENT.ES (3)	2009-2010	≥16 ans	957	0.16	0.18	0.98

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
Espagne - BIOAMBIENT.ES (3)	2009-2010	Non Fumeurs	256	0.12	0.12	0.59
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	293	0.10	0.09	0.87
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1788	0.12	0.11	0.68

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ; https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Oleko et al., 2023 ; (2) Schoeters et al., 2012 ; (3) Bartholome et al., 2015.

**TABLEAU 19 : CONCENTRATIONS EN PESTICIDES (GLYPHOSATE, PESTICIDES ORGANOPHOSPHORÉS ET PYRÉTHRINOÏDES) DANS L'URINE
RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITRINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX**

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
GLYPHOSATE ET METABOLITE						
Glyphosate						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.08	<0.08	0.13
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	206		<0.10	0.33
France -ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	297	<0.05	<0.05	0.46
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		<0.10	0.24
Allemagne - UBA ESB (2)	2015-2020	20-29 ans	250		<0.10	0.29
Suisse - Swiss TPH HBM4EU (2)	2020	20-39 ans	299		<0.10	0.24
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	388	0.19	0.21	1.2
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1462	0.25	0.24	1.30
USA (3)	2010-2018	≥50 ans	100	0.39	0.38	1.56
AMPA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.15	<0.15	0.17
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	206		0.10	0.42
France -ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	297	0.07	0.07	0.36
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		<0.20	<0.20
Allemagne - UBA ESB (2)	2015-2020	20-29 ans	250		<0.1	0.34
Suisse - Swiss TPH HBM4EU (2)	2020	20-39 ans	299		<0.1	<0.1
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	389	0.16	0.16	0.88

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
PESTICIDES ORGANOPHOSPHORES						
DEP						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	295	1.41	1.44	8.16
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	205		2	10.56
France -ESTEBAN (4)	2014-2016	40-59 ans	419			16.0
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		1.86	6.64
Espagne (5)	2012-2013	Hommes 25-38 ans	116	2.6	3.0	15.6
Danemark - DEMOCOPHES	2011	Femmes 31-52 ans	145		3.96	15.77
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	343	1.8	1.6	13
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1702	2.14	2.01	17.9
DETP						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<0.50	<0.50	0.59
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	205		<1.0	5.2
France -ESTEBAN (4)	2014-2016	40-59 ans	419			5.2
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		0.5	5.14
Espagne (5)	2012-2013	Hommes 25-38 ans	116	0.94	0.8	12.1
Danemark - DEMOCOPHES	2011	Femmes 31-52 ans	145		<1.0	6.13
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	334	0.24	0.24	1.7
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1694		0.12	1.45
DEDTP						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<0.50	<0.50	<0.50
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	205		<1.0	<1.0
France -ESTEBAN (4)	2014-2016	40-59 ans	419			<0.6
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		<0.50	<0.50
Espagne (5)	2012-2013	Hommes 25-38 ans	116	0.05	0.07	0.07
Danemark - DEMOCOPHES	2011	Femmes 31-52 ans	145		<1.0	<1.0
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	343		<0.07	0.12
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1703		<0.1	<0.1
DMTP						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<0.50	<0.50	2.92
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	205		1.6	15.86
France -ESTEBAN (4)	2014-2016	40-59 ans	419		2.2	15.0
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		<0.50	4.38
Espagne (5)	2012-2013	Hommes 25-38 ans	116	1.0	1.4	18.9
Danemark - DEMOCOPHES	2011	Femmes 31-52 ans	145		3.09	23.83
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	342	1.3	1.1	18
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1700	0.67	0.61	8.66
DMDTP						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<0.50	<0.50	0.56
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	205		<1.0	<1.0
France -ESTEBAN (4)	2014-2016	40-59 ans	419			<0.6
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		<0.50	1.82
Espagne (5)	2012-2013	Hommes 25-38 ans	116	0.08	0.07	0.3
Danemark - DEMOCOPHES	2011	Femmes 31-52 ans	145		<1.0	<1.0
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	340		0.11	4.4
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1703		<0.1	1.65
TCPy						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	0.23	0.23	1.06
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	186		2.20	11.83
France -ESTEBAN	2014-2016	20-39 ans	143		<0.05	<0.05
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		1.96	7.87
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		0.97	3.64
Portugal - INSEF-ExpoQuim	2019-2020	28-39 ans	296		1.86	7.35
Canada - CHMS cycle 4	2014-2015	40-59 ans	299	1.3	1.3	
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1706	1.18	1.20	5.20

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
PESTICIDES PYRETHRINOIDES						
c-DCCA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	<0.20	<0.20	0.73
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	186		<1.50	6.26
France -ESTEBAN (6)	2014-2016	45-59 ans	333	0.25	0.24	1.96
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		0.1	0.54
Allemagne - ESB	2015-2020	20-29 ans	180		<0.1	0.26
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	342	0.20	0.19	2.0
t-DCCA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	0.22	0.19	1.70
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	186		<0.60	1.32
France -ESTEBAN (6)	2014-2016	45-59 ans	333	0.19	0.17	1.83
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		0.23	1.29
Allemagne - ESB	2015-2020	20-29 ans	180		0.14	0.61
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	343	0.30	0.23	4.3
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1699		<0.60	9.0
DBCA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	<0.30	<0.30	1.74
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	186		<0.80	1.41
France -ESTEBAN (6)	2014-2016	45-59 ans	333	0.69	0.74	4.41
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		0.13	0.89
Allemagne - ESB	2015-2020	20-29 ans	180		<0.10	0.54
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		<0.50	4.1
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	338	0.01	0.02	0.09
USA - NHANES	2009-2010	20-59 ans	1308		<0.5	<0.5
3-PBA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	0.38	0.40	2.56
Belgique (Flandre) -FLEHS 3	2014	≥40 ans	186		0.48	2.72
France -ESTEBAN (6)	2014-2016	45-59 ans	333	0.75	0.76	3.96
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		0.38	1.93
Allemagne - ESB	2015-2020	20-29 ans	180		0.21	0.77
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		1.67	18.00
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	339	0.50	0.50	3.6
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1703	0.74	0.68	8.80
4-F-3-PBA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	300	<0.11	<0.11	<0.11
France -ESTEBAN (6)	2014-2016	45-59 ans	333	<0.02	<0.02	0.09
Suisse - Etude HBM4EU	2020	20-39 ans	299		<0.10	<0.10
Allemagne - ESB	2015-2020	20-29 ans	180		<0.10	<0.10
Espagne - BETTERMILK	2015	Femmes 20-45 ans	117		<0.25	<0.25
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	341		<0.01	0.07
USA - NHANES	2015-2016	≥20 ans	1709		<0.10	0.19

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ;

https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Pécheux et al., 2021 ; (2) Buekers et al., 2022 ; (3) Chang et al., 2024 ; (4) Tagne-Fotso et al., 2021 ; (5) Melgarejo et al., 2015 ;

(6) Chaperon et al., 2021.

TABLEAU 20 : CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ORGANOCHLORÉS DANS LE SANG RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITORINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG en ng/g.lip (µg/L)	P50 en ng/g.lip (µg/L)	P95 en ng/g.lip (µg/L)
HCB						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<LOQ (<0.08)	<LOQ (<0.08)	16.5 (0.12)
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	249		<LOQ (<0.08)	
Belgique (Flandre) - FLEHS III (2)	2014	50-65 ans	201	13.7		
Suède (3)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.08)	(0.08)	(0.18)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	9.71 (0.06)	9.93 (0.06)	24.67 (0.16)
USA - NHANES	2015-2016	Hommes 40-59 ans	-	8.56 (0.06)		
USA - NHANES	2015-2016	Femmes 40-59 ans	-	7.96 (0.05)		
b-HCH						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<LOQ (<0.05)	<LOQ (<0.05)	10.3 (0.08)
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	249		<LOQ (<0.05)	
France - ESTEBAN (4)	2014-2016	45-59 ans	275	16.79 (0.11)	15.74 (0.09)	81.46 (0.54)
Suède (3)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.03)	(0.03)	(0.11)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	7.38 (0.05)	5.72 (0.04)	87.76 (0.55)
USA - NHANES	2015-2016	Hommes 40-59 ans	-	1.75 (0.01)		
USA - NHANES	2015-2016	Femmes 40-59 ans	-	2.33 (0.02)		
4,4'-DDE						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<LOQ (<0.04)	<LOQ (<0.04)	192.4 (1.41)
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	249		<LOQ (<0.04)	
Belgique (Flandre) - FLEHS III (2)	2014	50-65 ans	201	224		
France - ESTEBAN (4)	2014-2016	45-59 ans	275	70.49 (0.45)	67.56 (0.41)	346.08 (2.38)
Suède (3)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.53)	(0.45)	(3.65)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	168.13 (1.04)	139.67 (0.86)	890.06 (5.55)
USA - NHANES	2015-2016	Hommes 40-59 ans	-	106 (0.72)		
USA - NHANES	2015-2016	Femmes 40-59 ans	-	112 (0.72)		

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ; https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Pirard et al., 2018 ; (2) Schoeters et al., 2017 ; (3) Bjeremo et al., 2013b ; (4) Balestier et al., 2021.

TABLEAU 21 : CONCENTRATIONS EN PCBs DANS LE SANG RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITORINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG en ng/g.lip (µg/L)	P50 en ng/g.lip (µg/L)	P95 en ng/g.lip (µg/L)
PCB-118						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	<0.17	<0.17	<0.17
France -ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	225	9.8 (0.06)	9.7 (0.06)	27.8 (0.18)
Suède (2)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.04)	(0.04)	(0.15)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	4.80 (0.03)	4.52 (0.03)	16.79 (0.10)
USA - NHANES	2015-2016	Hommes 40-59 ans	-	3.32 (0.02)		
USA - NHANES	2015-2016	Femmes 40-59 ans	-	3.35 (0.02)		
PCB-138						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	21.6 (0.15)	24.2 (0.17)	56.1 (0.39)
Belgique (Liège) (3)	2015	18-76 ans	251		<LOQ (<0.15)	
France -ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	225	36.3 (0.24)	36.9 (0.23)	87.2 (0.61)
Espagne - BIOAMBIENT.ES (4)	2009-2010	16-65 ans	1880	31.89 (0.29)		
Suède (2)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.19)	(0.19)	(0.71)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	12.54 (0.08)	11.69 (0.07)	44.35 (0.25)
PCB-153						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	35.7 (0.25)	35.8 (0.24)	96.4 (0.63)
Belgique (Liège) (3)	2015	18-76 ans	251		53.78 (0.36)	
France -ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	225	96.9 (0.63)	95.7 (0.61)	207.5 (1.41)
Espagne - BIOAMBIENT.ES (4)	2009-2010	16-65 ans	1880	43.61 (0.38)		
Suède (2)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.43)	(0.47)	(1.58)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	24.13 (0.15)	23.43 (0.14)	83.97 (0.47)
USA - NHANES	2015-2016	Hommes 40-59 ans	-	15.4 (0.11)		
USA - NHANES	2015-2016	Femmes 40-59 ans	-	17.2 (0.11)		
PCB-180						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	29.6 (0.20)	29.6 (0.21)	70.4 (0.53)
Belgique (Liège) (3)	2015	18-76 ans	251		41.07 (0.28)	
France -ESTEBAN (1)	2014-2016	45-59 ans	225	96.8 (0.63)	96.7 (0.64)	223.4 (1.48)
Espagne - BIOAMBIENT.ES (4)	2009-2010	16-65 ans	1880	55.97 (0.49)		
Suède (2)	2010-2011	18-80 ans	246	(0.28)	(0.37)	(1.00)
Canada - CHMS cycle 1	2007-2009	40-59 ans	596	21.20 (0.13)	20.49 (0.13)	72.48 (0.39)
USA - NHANES	2015-2016	Hommes 40-59 ans	-	14.1 (0.10)		
USA - NHANES	2015-2016	Femmes 40-59 ans	-	14.2 (0.09)		
Somme des PCBs						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	301	86.9 (0.60)	89.6 (0.62)	222.9 (1.55)
Belgique (Flandre) - FLEHS III (5)	2014	50-65 ans	201	224		
Espagne - BIOAMBIENT.ES (4)	2009-2010	16-65 ans	1880	135.4	143.6	482.2

Sources : <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ;
https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ;

(1) Balestier et al., 2021b ; (2) Bjerme et al., 2013 ; (3) Pirard et al., 2018 ; (4) Huestos et al., 2014 ; (5) Schoeters et al., 2017.

TABLEAU 22 : CONCENTRATIONS EN PFAS DANS LE SANG RAPPORTÉES DANS DES BIOMONITORINGS RÉGIONAUX/NATIONAUX

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
PFHxA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	<0.10
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		<0.10	<0.10
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	<0.20	<0.20	<0.20
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		<0.15	<0.15
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		<0.05	0.09
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		<0.01	0.04
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	344		<0.08	<0.08
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1404		<0.1	<0.1
PFHpA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	<0.10	<0.10	<0.10
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		<0.10	0.11
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	<0.20	<0.20	<0.20
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		<0.05	0.13
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		0.18	0.41
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		<0.01	0.06
USA - NHANES	2013-2014	≥20 ans	1766		<0.10	0.10
PFOA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	1.00	1.06	2.54
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		1.91	4.72
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	205		2.94	6.31
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	2.14	2.21	5.09
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		1.64	3.92
Espagne - BIOAMBIENT.ES (5)	2009-2010	18-65 ans	755	1.99	2.03	5.48
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		1.58	3.49
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		1.47	3.19
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	345	1.2	1.1	2.8
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1616	1.45	1.47	3.87
PFNA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.37	0.39	0.98
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		0.54	1.41
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	205		0.87	1.98
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	0.86	0.86	2.02
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		0.58	1.34
Espagne - BIOAMBIENT.ES (5)	2009-2010	18-65 ans	755	0.96	0.92	2.44
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		0.78	1.86
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		0.28	0.68
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	331	0.44	0.42	1.2
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1616	0.42	0.40	1.40
PFDA						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.16	0.17	0.49
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		0.29	0.82
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	0.36	0.34	0.88
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		0.32	0.97
Espagne - BIOAMBIENT.ES (5)	2009-2010	18-65 ans	755	0.42	0.36	0.99
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		0.41	0.76
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		0.14	0.42
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	326	0.13	0.12	0.54
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1616	0.20	0.20	0.60
PFHxS						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	0.71	0.79	2.01
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		1.07	2.73
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	205		1.61	4.46
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	1.36	1.45	3.18
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		2.49	6.04
Espagne - BIOAMBIENT.ES (5)	2009-2010	18-65 ans	755	0.91	0.82	2.84

Pays/Etude	Année d'étude	Population	N	MG (µg/L)	P50 (µg/L)	P95 (µg/L)
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		0.77	2.33
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		0.31	1.00
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	346	0.81	0.80	2.7
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1616	1.11	1.20	3.80
PFOS						
Belgique (Wallonie) - BMH-Wal 3	2023	40-59 ans	302	2.37	2.51	8.61
Belgique (Liège) (1)	2015	18-76 ans	242		4.30	11.80
Belgique (Flandre) - FLEHS 3	2014	50-65 ans	205		7.58	19.23
France - ESTEBAN (2)	2014-2016	45-59 ans	283	4.72	4.75	14.79
Italie (4)	2015-2016	20-51 ans	250		5.84	20.63
Espagne - BIOAMBIENT.ES (5)	2009-2010	18-65 ans	755	7.67	7.55	19.33
Norvège (3)	2016-2017	24-72 ans	127		5.07	15.49
République Tchèque - CzechHBM	2018-2019	18-65 ans	395		2.74	12.94
Canada - CHMS cycle 6	2018-2019	40-59 ans	346	2.9	2.9	7.9
USA - NHANES	2017-2018	≥20 ans	1616	4.50	4.70	15.1

Sources : <https://hbm.vito.be/eu-hbm-dashboard> ; <https://health-infobase.canada.ca/biomonitoring/> ; https://www.cdc.gov/exposurereport/data_tables.html ; (1) Pirard et al., 2020 ; (2) Oleko et al., 2019 ; (3) Papadopoulou et al., 2022 ; (4) Ingelido et al., 2018 ; (5) Bartolome et al., 2017.

5.3 MÉTAUX

5.3.1 PLOMB

Les hommes et les fumeurs présentent des concentrations en Pb urinaire et sanguin plus élevées que les femmes et les non-fumeurs respectivement (tableaux 6 et 7). Cependant, la différence au niveau des P95 n'atteint pas le seuil de signification fixé pour établir des VR95 spécifiques en fonction du genre ou de la consommation tabagique. Les personnes qui consomment de l'alcool régulièrement (au moins une fois par semaine) ont une imprégnation en plomb sanguin significativement plus élevées (P50=15.5 µg/L) que celles qui n'en consomment pas ou moins (P50=12.6 µg/L). Ce lien entre la consommation d'alcool et la plombémie a déjà été mis en évidence lors de l'étude de la plombémie des adultes de 20-39 ans dans le programme BMH-Wal (phase 1) ainsi que dans d'autres études (Pizent et al., 2001 ; Lee et al., 2005).

14.9 % des participants présentent une concentration en plomb sanguin qui dépasse la valeur de vigilance de la France pour la gestion de la plombémie (25 µg/L).

Les niveaux de plomburie et de plombémie mesurés dans la population wallonne sont globalement moins élevés que dans d'autres enquêtes de biomonitoring réalisées en Europe (de manière plus marquée pour le plomb urinaire) mais plus élevés que dans les études récentes réalisées en Amérique du Nord (enquêtes américaine de 2017-2018 et canadienne de 2018-2019) (tableaux 15 et 16). En raison de l'impact des mesures visant à réduire l'exposition au plomb, les niveaux de plombémie ont tendance à diminuer au cours du temps. Certaines mesures notamment l'interdiction du plomb dans l'essence ont été prises antérieurement aux USA et au Canada qu'en Europe.

Comparaison des résultats 3 premières phases BMH-Wal : Comme attendu pour ce toxique cumulatif, en Wallonie, la concentration médiane en Pb sanguin est la plus élevée chez les adultes de 40-59 ans (14.9 µg/L) et décroît en fonction de l'âge (11.2, 8.8 et 6.1 pour les adultes de 20-39 ans, les adolescents et les nouveau-nés respectivement). Cette tendance n'est par contre pas retrouvée pour le Pb urinaire, puisque ce sont les enfants qui présentent les concentrations médianes en Pb urinaire significativement plus élevées que les adolescents et les adultes (0.59 et 0.73 µg/L pour les enfants de 3-5 ans et 6-11 ans respectivement contre 0.41 µg/L pour les 12-39 ans et 0.44 µg/L pour les 40-59 ans).

5.3.2 CADMIUM

Les concentrations médianes en Cd sanguin et urinaire sont supérieures chez les fumeurs mais la différence au niveau des P95 est significative uniquement pour le Cd sanguin (tableaux 6 et 7). Les femmes montrent des concentrations en Cd sanguin plus élevées (P50=0.33 µg/L) que les hommes (P50=0.25 µg/L). Une valeur plus élevée de Cd dans le sang chez les femmes a déjà été rapporté dans d'autres études et peut s'expliquer par des réserves en fer plus basses chez les femmes qui favorise l'absorption du Cd (HÄMI, Wennberg et al., 2017).

Quatorze adultes (4.6%) dépassent la valeur HBM I de 1 µg/L pour le cadmium urinaire définie par la Commission allemande de Biomonitoring Humain mais aucun n'atteint la valeur HBM II de 4 µg/L.

La concentration médiane en Cd urinaire chez les adultes wallons (0.20 µg/L) est moins élevée qu'en France (0.48 µg/L) mais comparable aux concentrations mesurées en Belgique ou dans d'autres pays d'Europe (tableau 15). La cadmiémie médiane en Wallonie (0.29 µg/L) est, quant à elle, moins élevée qu'en Belgique (0.68 µg/L) ou dans d'autres études européennes mais similaire aux cadmiémies mesurées au Canada (0.26 µg/L) ou aux USA (0.27 µg/L) (tableau 16). La Belgique présente une pollution environnementale historique, liée à son passé de productrice de cadmium. Une diminution des niveaux d'imprégnation de la population belge est observée au cours des dernières décades. Dans certaines régions cependant (production de non-ferreux en région liégeoise et Campine), la charge corporelle reste élevée (Hoet et al., 2013).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Comme attendu pour ce toxique cumulatif, en Wallonie, la concentration médiane en Cd sanguin est la plus élevée chez les adultes de 40-59 ans (0.29 µg/L) puis chez les adultes de 20-39 ans (0.19 µg/L) et enfin les adolescents (0.13 µg/L). Le Cd urinaire suit la même tendance avec une concentration médiane de 0.20 µg/L chez les adultes de 40-59 ans, 0.16 µg/ chez les 12-39 ans, 0.14 chez les 6-11 ans et 0,12 chez les 3-5 ans.

5.3.3 MERCURE

Le mercure (Hg) a été mesuré en concentration supérieure à la LOQ (0.25 µg/l) dans 18% des échantillons d'urine analysés. Les hommes présentent des concentrations en Hg urinaire et sanguin plus élevées que les femmes mais cette différence est significative au niveau des P95 pour le Hg urinaire seulement (tableaux 6 et 7). Les personnes qui ont consommé du poisson dans les 4 jours précédant le prélèvement de sang (P50=2.50 µg/L), ainsi que les personnes qui consomment régulièrement de l'alcool (au moins une fois par semaine) (P50=2.26 µg/L) sont plus imprégnées en Hg sanguin que les celles qui n'ont pas consommé de poisson (P50=1.56 µg/L) ou qui ne consomment pas régulièrement de l'alcool (P50=1.55 µg/L). Enfin, les personnes qui possèdent un ou des amalgames dentaires sont plus imprégnées en Hg urinaire que celles qui n'en possèdent pas. L'influence de la présence d'amalgames sur l'imprégnation en Hg urinaire avait déjà été observée pour les adolescents et jeunes adultes wallons (phase 1), et rapportée à plusieurs reprises dans d'autres études (Al-Saleh and Shinwari, 1997 ; Barregard et al., 1995 ; Levy et al., 2004 ; Pirard et al., 2018). De même, des associations positives entre la consommation d'alcool et le mercure sanguin ont été mises en évidence dans la littérature, mais pas toujours de manière significative (Jo et al., 2010 ; Park & Lee, 2012, Kim et al, 2023). L'influence de la consommation récente de poisson et fruits de mer sur la concentration urinaire en Hg qui avait été observée chez les adolescents et les jeunes adultes (phase 1) et les enfants (phase 2) n'a pas été retrouvée chez les adultes de 40-59 ans ($p = 0.7451$).

La valeur HBM I de la Commission Nationale de Biomonitoring allemande pour le mercure est de 7 µg/L dans les urines et 5 µg/L dans le sang. Aucun adulte n'atteint la valeur de référence sanitaire pour le mercure sanguin, tandis que 5.3 % des adultes dépassent la valeur pour le mercure urinaire. Parmi eux, un adulte atteint le seuil HBM II de 15 µg/L (soit 0.3% des adultes).

Les résultats obtenus en mercure urinaire chez les adultes wallons sont largement inférieurs aux concentrations mesurées dans une population liégeoise recrutée en 2015, et semblent inférieurs aux résultats rapportés en Europe ou au Canada (tableau 15). Il est probable que l'exposition au mercure diminue dans le temps suite aux différentes restrictions ou conseils d'utilisation (Bartel-Steinbach et al., 2022). Concernant le Hg sanguin, la concentration médiane des adultes wallons (2.08 µg/L) semble

plus élevée que dans d'autres pays en Europe et en Amérique du Nord, excepté en Espagne (6.53 µg/L) (tableau 16). En revanche, les différences au niveau du P95 sont moins marquées. Une des explications à ce phénomène réside probablement dans la tranche d'âge étudiée qui est plus large dans de nombreuses études par rapport à BMH-Wal.

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : La concentration médiane en Hg sanguin chez les adultes de 40-59 ans (2.08 µg/L) est significativement plus élevée que chez les adultes de 20-39 ans (1.02 µg/L), les nouveau-nés (0.99 µg/L) et les adolescents (0.67 µg/L). Les imprégnations en Hg urinaire sont également significativement plus élevées chez les adultes de 20-39 et 40-59 ans que chez les adolescents et les enfants, vraisemblablement en lien avec une plus grande proportion d'amalgames dentaires chez les adultes.

5.3.4 ARSENIC

Comme attendu, les adultes de 40-59 ans ayant consommé des produits de la mer dans les 4 jours précédant la collecte d'urine ont une concentration médiane en As presque 3 fois plus élevée (13.45 µg/L) que ceux n'en ayant pas consommé (4.94 µg/L) (tableau 6). Toutefois, la possibilité d'erreur relative au souvenir de consommation alimentaire dans les 4 jours précédant la récolte urinaire ne peut être exclue.

De façon globale, les valeurs en As mesurées dans la population adulte investiguée sont plus faibles que celles rapportées dans d'autres études menées en Belgique, en France et dans d'autres pays européens (excepté la Slovénie) mais se rapprochent de ce qui a été rapporté dans les populations adultes nord-américaines (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations en As total mesurées chez les enfants (phase 2) sont supérieures aux concentrations mesurées chez les adolescents et les adultes (phase 1 et 3).

5.3.5 CHROME

Du chrome a été quantifié dans seulement 14.9% des échantillons urinaires des adultes de 40-59 ans. Parmi ceux-ci, il n'existe pas de différence significative d'imprégnation en Cr en fonction du sexe (tableau 6).

L'imprégnation en Cr des adultes wallons est proche de l'imprégnation mesurée dans la population belge et flamande mais inférieure à l'imprégnation de la population française ou italienne (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les valeurs en Cr sont significativement plus élevées chez les enfants (phase 2) comparées aux catégories plus âgées. Les adolescents montrent également des valeurs plus élevées que les participants âgés de 20 à 39 ans. Une imprégnation en Cr plus élevée chez les plus jeunes a déjà été objectivée dans l'étude française ESTEBAN et est corroboré par les valeurs d'imprégnations élevées observées chez les adolescents flamands (14-15 ans) (De Craemer et al, 2017) par rapport à la population belge adulte (Hoet et al, 2013).

5.3.6 CUIVRE

Chez les adultes wallons de 40 à 59 ans, la concentration en cuivre est plus élevée chez les hommes (P50=6.42 µg/L, P95=21.0 µg/L) que chez les femmes (P50=4.99 µg/L, P95=17.0 µg/L) (tableau 6).

Les concentrations en Cu mesurées chez les adultes wallons sont légèrement inférieures aux concentrations observées dans les enquêtes belge, française, italienne et canadienne (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations en Cu diminuent avec l'âge des participants à l'étude. En effet, les concentrations en Cu sont les plus basses chez les adultes (phase 1 et 3), sont intermédiaires chez les adolescents (phase 1) et sont les plus élevées chez les enfants (phase 2).

5.3.7 SÉLÉNIUM

Les hommes de 40 à 59 ans présentent des concentrations en Se plus élevées que les femmes du même âge mais les P95 ne montrent pas de différence significative (tableau 6).

Les « Équivalents de biosurveillance » (BE, Biomonitoring Equivalent) basés sur les besoins moyens estimés en sélénium établis pour assurer l'adéquation nutritionnelle au niveau de la population et les niveaux d'apport supérieurs tolérables destinés à protéger d'un effet toxique (sélénose) ont été estimés à respectivement 10 µg/L et 90-110 µg/L chez l'adulte. Selon les données de cette étude, 29.8% de la population adulte wallonne (40-59 ans) présenteraient des valeurs inférieures à 10 µg/L urine ; alors que 1.3% et 0.7% a des valeurs respectivement supérieures à 90 et 110 µg/L.

Peu de données sur les concentrations urinaires en Se rapportées dans d'autres enquêtes de biomonitoring sont disponibles. De manière générale, la population adulte wallonne présente une concentration moyenne en Se (15.8 µg/L) moins élevées en comparaison à la Belgique (21.6 µg/L), la France (27.2 µg/L) ou le Canada (49 µg/L). Les P95 de l'étude BMH-Wal, de la France et de la Belgique sont toutefois très proches (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : L'imprégnation urinaire en Se diminue significativement avec l'âge avec des valeurs significativement différentes entre les enfants (phase 2), les adolescents (phase 1) et les adultes (phase 1 et 3).

5.3.8 ZINC

Dans la population wallonne âgée de 40 à 59 ans, les hommes et les fumeurs présentent des concentrations urinaires en Zn plus élevées que les femmes et les non-fumeurs respectivement mais ces différences ne sont pas significatives du point de vue des P95 (tableau 6). Une différence d'imprégnation en Zn entre hommes et femmes avait aussi été observée dans les études belge (Hoet et al. 2013) et française (Nisse et al. 2017).

Peu d'enquêtes nationales ou à large échelle ont rapporté des concentrations en Zn urinaire. L'imprégnation moyenne des adultes wallons (196 µg/L) est plus faible que celle rapportée dans les études réalisées en Belgique (227 µg/L), France (296 µg/L) ou au Canada (290 µg/L) mais les P95 des trois études européennes sont similaires (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations en Zn mesurées chez les enfants (phase 2) sont significativement supérieures aux concentrations mesurées chez les 12-39 ans (phase 1), elles-mêmes plus élevées que chez les adultes (phase 1 et 3). L'imprégnation urinaire en Zn semble donc diminuer avec l'âge chez la population wallonne.

5.3.9 NICKEL

51% des participants présentent des concentrations urinaires de Ni quantifiables. Celles-ci ne sont pas influencées de manière significative par le sexe (tableau 6).

La concentration médiane en Ni mesurée chez les adultes de 40-59 ans (1.02 µg/L) dans BMH-Wal est deux fois moins élevée que la concentration médiane rapportée en Belgique en 2010-2011 (2.05 µg/L). Elle est légèrement plus élevée qu'au Canada (1.3 µg/L) mais très proche de la concentration médiane en Ni observée aux USA (1.07 µg/L). Les P95 de toutes ces études diffèrent également très peu (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : L'imprégnation urinaire en Ni est significativement plus importante dans les catégories d'âges les plus jeunes (3-5 et 6-11 ans) comparées aux adolescents et adultes de plus de 40 ans⁶.

5.3.10 THALLIUM

En Wallonie, chez les 40-59 ans, les hommes et les fumeurs présentent des valeurs significativement plus élevées que les femmes et les non-fumeurs respectivement mais les différences au niveau des P95 n'atteignent pas le seuil de signification fixé (tableau 6).

Du côté des risques sanitaires, aucun participant de l'étude BMH-Wal n'atteint la valeur HBM I de 5 µg/L définie par la German Human Biomonitoring Commission.

Les valeurs rapportées pour la population adulte investiguée sont proches des valeurs observées dans les différentes études menées dans des populations adultes (tableau 15).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : L'imprégnation urinaire au Tl est significativement plus élevée chez les enfants (phase 2) et les adolescents (phase 1) lorsqu'elle est comparée aux adultes de plus de 20 ans (phase 1 et 3).

5.4 BISPHÉNOLS

Le BPP n'a été détecté dans aucun des échantillons analysés, tandis que le BPZ a été mesuré à une concentration supérieure à la LOQ dans 10.7% des échantillons seulement. Le BPS est le bisphénol le plus souvent retrouvé dans les urines des adultes (66.2%), suivi du BPA (55.9%) et du BPF (43.8%). Contrairement à ce qui avait été observé pour le BPA chez les adolescents et les jeunes adultes (BMH-Wal phase 1), aucune différence n'a été mise en évidence en fonction du genre chez les adultes de 40-59 ans (tableau 8).

⁶ Le nickel a été dosé chez les enfants de 3-11 ans, chez une partie des adolescents (n=139) et chez les adultes de 40-59 ans mais pas chez les adultes de 20-39 ans.

La valeur HBM I de la Commission Nationale de Biomonitoring allemande pour le bisphénol A (BPA) dans les urines est de 200 µg/L pour les adultes (en révision lors de la rédaction du présent rapport). Aucun participant n'atteint cette valeur de référence sanitaire.

Les concentrations en BPA observées lors de la présente étude en Wallonie sont largement inférieures à celles mesurées dans une population liégeoise recrutée en 2011, dans une population de mamans belges recrutée lors du projet Democophes entre 2011 et 2012, ou encore dans la population flamande en 2014. Les résultats en BPA sont également moins élevés que ceux rapportés dans d'autres études européennes ou nord-américaines plus récentes. Une diminution des concentrations urinaires en BPA, suite aux restrictions imposées en Europe et aux Etats-Unis sur l'utilisation du BPA, a été mise en évidence à plusieurs reprises lors d'études de biomonitoring (Frederiksen et al., 2020 ; Gyllenhammar et al., 2017 ; Huang et al., 2018 ; Van de Meer et al., 2021). Les concentrations en BPF mesurées dans notre population adulte wallonne semblent également être parmi les plus basses des concentrations rapportées dans la littérature. Les concentrations urinaires BPS en population wallonne sont, quant à elles, relativement proches de celles observées dans la plupart des études réalisées récemment. Enfin, les concentrations en BPZ sont proches de celles mesurées en population canadienne en 2018-2019, seule étude, à notre connaissance, qui rapporte des concentrations en BPZ. Aucune étude rapportant des dosages de BPP n'a été trouvée (tableau 17).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations urinaires en bisphénol A mesurées dans le programme BMH-Wal sont significativement plus élevées chez les enfants (phase 2) que chez les adultes (phase 1 et 3) et l'exposition semble d'autant plus grande que le sujet est jeune. Toutefois, ce résultat doit être considéré avec prudence car des tendances contradictoires sont observées dans la littérature (Calafat et al., 2008 ; Kim et al., 2011 ; Pirard et al., 2012 ; Zhang et al., 2011). De plus, il faut rappeler que les échantillons urinaires ont été collectés à des périodes différentes et que la réglementation et l'utilisation des bisphénols a évolué ces 10 dernières années, impactant l'exposition aux bisphénols. Cet impact a déjà été rapporté à plusieurs reprises dans la littérature (Martin et al., 2023 ; Pirard et al., 2022), même sur de très courtes périodes. Concernant les substituts du BPA, une tendance similaire semble se dégager pour le BPS bien que moins contrastée. Pour le BPF, il n'est pas évident de conclure que les différences observées entre les phases proviennent d'une différence liée à l'âge. Les très faibles taux de quantification ne permettent pas d'interprétation pour le BPZ.

5.5 MÉTABOLITES DE HAPs

Les métabolites du naphthalène sont les marqueurs de HAPs qui ont été retrouvés en plus grandes concentrations dans les urines des adultes de 40 à 59 ans (P50 = 2.33 et 0.43 µg/l pour le 2- et 1-naphthol respectivement), à des fréquences de quantification de respectivement 90% et 52% pour le 2- et 1-naphthol. Les autres métabolites ont été quantifiés à des pourcentages variant de 9% à 52% (tableau 9).

Les fumeurs ont dans leurs urines des concentrations significativement plus élevées pour tous les métabolites de HAPs mesurés. Une VR95 a été déterminée pour les non-fumeurs, le nombre de fumeurs étant trop faible pour déterminer une VR95 pour cette catégorie. Une différence de concentration en fonction du sexe a été mise en évidence uniquement pour le 2-hydroxyfluorène, alors

que pour les jeunes adultes et les adolescents, cette différence était significative pour la plupart des métabolites. Cette différence n'est toutefois pas significative de point de vue des P95.

Les concentrations urinaires en métabolites du fluorène et du phénanthrène des adultes wallons sont comparables aux concentrations urinaires mesurées dans la plupart des autres pays européens ou nord-américains tandis que les concentrations en métabolites du naphthalène mesurées en Wallonie sont plus basses que dans la plupart des autres pays. Les concentrations en 1-hydroxypyrene en Wallonie sont, quant à elle, moins élevées qu'en Pologne ou au Luxembourg mais comparables aux concentrations mesurées dans les autres pays (tableau 18).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations mesurées dans l'urine des enfants (phase 2) semblent plus élevées que celles observées dans l'urine des adultes wallons (phase 1 et 3) pour plusieurs métabolites de HAPs comme le 2-naphtol, le 9 hydroxyfluorène, le 1 -hydroxyphénanthrène ou le 1-hydroxypyrene. La voie principale d'exposition aux HAPs dans la population générale est la fumée de tabac (Bartolomé et al., 2015 ; Oleko et al. 2023 ; Wilhelm et al., 2008). Chez les non-fumeurs, l'exposition aux HAPs proviendrait de l'alimentation (barbecues, produits céréaliers, matières grasses comme l'huile ou la margarine, crustacés et mollusques), de la pollution urbaine (trafic, chauffage urbain, émissions industrielles) et de l'environnement intérieur (tabagisme passif, bougies parfumées et encens, chauffage au bois) (ASTDR, 1995 ; Oleko et al., 2023). Une des raisons d'une plus grande exposition des enfants pourrait être recherchée parmi ces sources. D'autre part, Oleko et al. (2023) ont également mis en évidence chez les adultes, une exposition qui variait en fonction de la saison du recueil des urines. Le recrutement réalisé principalement au printemps pour les adultes de 40-59 ans (vs à cheval sur hiver et printemps pour les autres catégories d'âge) pourrait expliquer en partie les concentrations plus faibles mesurées dans leurs urines pour le 2-naphtol, 1- et 3-hydroxyphénanthrènes.

5.6 PESTICIDES

5.6.1 GLYPHOSATE ET AMPA

Le glyphosate et l'AMPA ont été mesurés à des concentrations supérieures à la LOQ dans respectivement 18.5% et 9% des échantillons analysés des adultes wallons de 40 à 59 ans, avec un P95 de 0.13 et 0.17 µg/l. Aucune différence n'a été observée en fonction du sexe des participants (tableau 10).

Les concentrations en glyphosate et en AMPA chez les adultes wallons sont plus basses que les concentrations rapportées dans d'autres études en Flandre, dans d'autres pays européens ou nord-américains (tableau 19). Ces études ont principalement été réalisées avant ou pendant les discussions sur le renouvellement controversé des autorisations du glyphosate en Europe, discussions initiées entre 2016 et 2017, et conduisant sous la pression médiatique et populaire à certaines restrictions dans différents pays, pour son utilisation domestique ou dans les parcs publics, les jardins, les espaces verts et les écoles⁷. Une diminution de l'exposition au glyphosate et à l'AMPA était attendue au niveau européen. Au Canada, une tendance à la baisse des concentrations urinaires de glyphosate et d'AMPA statistiquement significative a été observée entre 2014 – 2015 et 2018– 2019 (diminution de 48% pour

⁷ En Wallonie, l'utilisation du glyphosate est interdite pour les particuliers depuis le 1^{er} juin 2017. L'utilisation de produits phytosanitaires n'est plus autorisée dans les espaces publics wallons depuis le 1^{er} juin 2019.

le glyphosate et de 51% pour l'AMPA) (Gouvernement du Canada, 2023). Malgré cette diminution, les concentrations sont toujours largement supérieures dans les pays nord-américains (Canada et Etats-Unis) probablement en lien avec des pratiques agricoles qui sont différentes entre les 2 continents. Cette différence d'exposition des populations générales entre continents a déjà été mise en évidence par Xin Wei dans sa revue de la littérature (Wei et al., 2024).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les enfants wallons (phase 2) semblent plus contaminés que les adultes (phase 1 et 3), conformément aux observations rapportées en populations nord-américaines (Gouvernement du Canada, 2023 ; Ospina et al., 2022), européennes (Buekers et al., 2022 ; Tagne-Fotso et al., 2021) ou mondiales (Xin et al., 2024). L'utilisation du glyphosate par les particuliers est interdite en Wallonie depuis 2017, soit antérieurement au démarrage du programme BMH-Wal. Il est donc peu probable que le timing du recrutement soit à l'origine des tendances observées. Cette plus grande exposition au glyphosate pour les enfants pourrait s'expliquer par une alimentation différente chez les enfants d'une part, et chez les adolescents et adultes d'autre part, mais aussi par une plus grande consommation par les enfants de fruits et jus de fruits, légumes et céréales, qui sont des sources potentielles de glyphosate (Ospina et al., 2022). D'autres caractéristiques comme la plus grande consommation d'eau et de nourriture par rapport à leur poids, des comportements main-bouche plus fréquents ou un plus grand temps passé à jouer au sol sont autant de risques pour les enfants d'une augmentation de l'exposition au glyphosate et aux pesticides en général (Weiss et al., 2004).

5.6.2 MÉTABOLITES DE PESTICIDES ORGANOPHOSPHORÉS

Chez les Wallons âgés de 40 à 59 ans, les métabolites non spécifiques de pesticides organophosphorés mesurés en plus grandes concentrations sont le DEP et le DMTP, avec une fréquence de quantification de 83% et 41% et des P95 évalués à 8.2 et 2.9 µg/l, respectivement (P50 du DEP = 1.4 µg/l). Le métabolite spécifique du chlorpyrifos (TCPY) a été quantifié dans 90% des échantillons à une concentration médiane (P50) de 0.23 µg/l et un P95 de 1.1 µg/l. Les autres métabolites ont été retrouvés dans moins de 10% des échantillons analysés (le DEDTP n'a été détecté dans aucun des échantillons) avec une valeur de P95 de 0.6 µg/l pour le DMDTP et DETP. Aucune différence n'a été observée en fonction du sexe des participants (tableau 10).

Les concentrations médianes en DEP et DETP mesurées dans l'urine de la population adulte wallonne sont comparables à celles rapportées dans la littérature. Les P95 sont globalement plus bas en Wallonie que dans la plupart des études. Pour le DEDTP, des concentrations très basses, souvent inférieures à la LOQ, sont le plus souvent observées quelle que soit la population concernée. Les concentrations wallonnes en DMTP sont inférieures aux concentrations mesurées dans les pays européens et nord-américains. La même tendance est observée pour le DMDTP pour lequel le P95 wallon est inférieur aux P95 rapportés dans les pays nord-américains. Il est difficile d'établir si cette contamination plus faible est spécifique à la Wallonie ou si elle est le reflet de l'implémentation de nouvelles restrictions en Europe ces dernières années, comme l'interdiction du diméthoate ou du chlorpyrifos-méthyl en 2019 et 2020 respectivement, deux pesticides se métabolisant en DMTP (et DMDTP). Comme attendu, l'interdiction du chlorpyrifos et chlorpyrifos-méthyl semble avoir eu un impact majeur sur les concentrations en TCPY mesurées dans la population wallonne puisque celles-ci sont largement inférieures à celles mesurées dans les études antérieures à 2020, quel que soit le pays ou le continent (tableau 19).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations en métabolites de pesticides organophosphorés sont significativement plus élevées dans l'urine des enfants (phase 2) comparés aux adolescents et adultes (phase 1 et 3). On n'observe pas de différences significatives entre les 3-5 ans et les 6-11 ans pour la plupart des métabolites mesurés à l'exception du DEP pour lequel les concentrations urinaires sont supérieures chez les plus petits (3-5 ans). Chez les adolescents et les adultes, les concentrations semblent diminuer avec l'âge. Les faibles fréquences de quantification du DETP et DMDTP ne permettent pas une interprétation fiable des résultats des comparaisons. Pour le TCPY, il faut prendre en compte l'interdiction de l'utilisation du chlorpyrifos, qui a eu lieu début 2020, pendant le recrutement des adolescents et des adultes de 20-39 ans (BMH-Wal phase 1).

5.6.3 MÉTABOLITES DE PESTICIDES PYRÉTHRINOÏDES

Comme attendu, le 3-PBA qui est un métabolite commun à un grand nombre de pesticides pyréthrinoïdes a été mesuré en plus grandes concentrations dans les urines des adultes wallons de 40 à 59 ans (DF = 89%, P50 = 0.40 µg/l, P95 = 2.6 µg/l), largement devant le t-DCCA (DF = 59%, P50 = 0.19 µg/l, P95 = 1.70 µg/l) et le DBCA, métabolite spécifique de la deltaméthrine (DF = 42%, P95 = 1.74 µg/l). Le c-DCCA n'a été mesuré à des concentrations supérieures à la LOQ que dans 24% des échantillons (P95 = 0.73 µg/l) alors que le 4-F-3-PBA, métabolite spécifique de la cyfluthrine, n'a été retrouvé que dans 2% des échantillons analysés (tableau 10).

Les concentrations urinaires en c- et t-DCCA mesurées en population adulte wallonne sont très comparables aux concentrations observées partout en Europe ces 10 dernières années, et aux résultats médians rapportés pour les populations nord-américaines (les valeurs de P95 étant plus faibles en Wallonie). Pour le DBCA (métabolite spécifique de la deltaméthrine) et le 3-PBA (métabolite commun à plusieurs pyréthrinoïdes dont la deltaméthrine), les résultats obtenus sont très proches des valeurs rapportées en Flandre (2014), en Suisse (2020) ou au Canada (2018-2019), semblent plus bas qu'en France (2014-2016) ou en Espagne (2015), mais plus hauts qu'en Allemagne (2015-2020), même si les valeurs restent du même ordre de grandeur. Le 4-F-3-PBA est peu détecté quelle que soit l'étude. Dans l'ensemble, il semble y avoir peu de variations géographiques et temporelles pour les marqueurs d'exposition aux pesticides pyréthrinoïdes (tableau 19).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les concentrations en métabolites de pesticides pyréthrinoïdes sont significativement plus élevées chez les enfants (phase 2) que chez les adolescents et les adultes en Wallonie (phase 1 et 3). Cette plus grande exposition des enfants, aussi observée pour les pesticides organophosphorés, pourrait provenir d'une différence d'alimentation selon l'âge ou des habitudes de vies (et pour les plus jeunes notamment un comportement main-bouche).

5.6.4 PESTICIDES ORGANOCHLORÉS

Sur les 14 pesticides organochlorés dosés chez les adultes wallons (40-59 ans), seuls 3 ont été mesurés à des concentrations supérieures à la LOQ dans une partie des échantillons : l'HCB dans 22% des échantillons, le b-HCH dans 14% des échantillons et 4,4'-DDE dans 35% des échantillons. Selon le pesticide considéré, les P95 varient de 10.3 ng/g lip. (0.08 µg/l) à 192 ng/g lip. (1.41 µg/l) pour le 4,4'-

DDE qui est le pesticide organochloré le plus abondant dans les prélèvements analysés. Aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les femmes et les hommes (tableau 11).

Les concentrations sanguines en pesticides organochlorés en Wallonie semblent moins élevées que les concentrations mesurées en Europe ou en Amérique du Nord dans des études antérieures (2010-2016) mais les fréquences de quantification sont faibles, ce qui complique les comparaisons (tableau 20).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Comme attendu pour ces substances qui sont interdites depuis de nombreuses années mais qui s'accumulent dans les tissus gras, la charge corporelle en pesticides organochlorés en Wallonie⁸ semble augmenter avec l'âge même si cela reste une tendance peu marquée, probablement car les fréquences de quantification sont assez faibles réduisant le pouvoir statistique des tests réalisés.

5.7 PCBs

Le PCB-118 est l'unique PCB, sur les 4 recherchés, qui n'a jamais été détecté dans les prélèvements sanguins des adultes wallons de 40 à 59 ans. Les autres PCBs ont été quantifiés dans 60% des échantillons pour le PCB-138 et 99% pour les PCB-153 et -180, à des concentrations médianes de 24.2 ng/g lip. (0.17 µg/l), 35.8 ng/g lip. (0.24 µg/l) et 29.6 ng/g lip. (0.21 µg/l) respectivement. Pour le PCB-180, des concentrations significativement plus faibles ont été mesurées chez les femmes (tableau 12). Cette différence entre les femmes et les hommes a déjà été rapportée à plusieurs reprises (Bachelet et al., 2011 ; Hardell et al., 2010 ; Pirard et al., 2018), partiellement expliquée par une excrétion de ces substances dans le lait maternel (et donc leur élimination lors de l'allaitement).

Aucune femme de 40 à 49 ans ne dépasse la valeur HBM I de 3.5 µg/L définie par la Commission Nationale de Biomonitoring allemande pour la somme de 3 PCBs (Σ (PCB-138 + PCB-153 + PCB-180) x2)⁹.

L'exposition aux PCBs en population générale diminue avec le temps (Hardell et al., 2010 ; Noest et al., 2013 ; Petrik et al., 2006 ; Pirard et al., 2018). Les résultats obtenus en population wallonne sont en accord avec cette tendance à la baisse, les concentrations en PCB-138, -153 et -180 étant légèrement plus basses en Wallonie qu'en population liégeoise (2015), française (2014-2016) ou espagnole (2009-2010). D'autre part, comme déjà observé pour les adolescents et jeunes adultes wallons (BMH-Wal phase 1), les concentrations moyennes sont de manière inattendue, supérieures aux concentrations moyennes mesurées au Canada (2007-2009) ou aux USA (échantillons poolés de 2015-2016) (tableau 21).

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Comme attendu pour des substances persistantes qui s'accumulent dans l'organisme et dont l'exposition passée est plus importante que l'exposition récente, les concentrations sériques en PCBs sont d'autant plus élevées que l'âge augmente⁸. Ce constat réalisé en population wallonne est également observé dans la littérature (Glynn et al., 2007 ; Jakszyn et al., 2009 ; Pirard et al., 2018 ; Zubero et al., 2015).

⁸ Pour les biomarqueurs sanguins (Pb, Hg et Cd sanguin, pesticides organochlorés, PCBs et PFAS), les comparaisons entre les phases du programme BMH-Wal se limitent aux adolescents, adultes 20-39 ans et adultes 40-59 ans, étant donné que nous n'avons pas prélevé de sang chez les enfants.

⁹ Pour réaliser ce calcul, les valeurs inférieures à la LOQ ont été remplacées par LOQ (approche « worst case »).

5.8 PFAS

Parmi les 7 PFAS qui ont été recherchés chez les adultes wallons de 40 à 59 ans, le PFHpA n'a jamais été détecté dans les échantillons de sang. Le PFHxA a été mesuré à une concentration supérieure à la LOQ dans moins de 1% des échantillons. Les 3 PFAS principaux mesurés en plus grandes concentrations sont le PFOS (isomère linéaire) avec une concentration médiane de 2.51 µg/l et une valeur de P95 de 8.6 µg/l, suivi par le PFOA (P50 = 1.1 µg/l ; P95 = 2.5 µg/l) et le PFHxS (P50 = 0.8 µg/l ; P95 = 2 µg/l) (tableau 13).

Les échantillons de sang des hommes sont plus contaminés en PFOA (P50 = 1.19 µg/l vs 0.96 µg/l, p = 0.0036), PFHxS (P50 = 1.02 µg/l vs 0.62 µg/l, p < 0.0001) et PFOS (P50 = 2.84 µg/l vs 2.11 µg/l, p = 0.0005) que ceux des femmes. Ces résultats confirment la tendance déjà observée pour les adolescents et les plus jeunes adultes wallons lors de la phase 1 de BMH-WAL et rapportée dans différentes études (Bartolomé et al., 2017 ; Bjeremo et al., 2013b ; Ingelido et al., 2010 ; Pirard et al., 2020 ; Schoeters et al., 2022). Les voies d'élimination additionnelles de ces substances par l'allaitement maternel et les menstruations, ainsi que des habitudes alimentaires, ou le métabolisme différent entre les hommes et les femmes pourraient expliquer cette différence entre les sexes.

La valeur HBM I déterminée par la Commission Nationale de Biomonitoring allemande en population générale (2 µg/L et 5 µg/L pour le PFOA et le PFOS respectivement) a été dépassée par 11.3% et 14.6% des adultes de 40 à 59 ans pour le PFOA et le PFOS respectivement. Aucun participant n'atteint le seuil HBM II pour le PFOA mais le seuil HBM II (20 µg/L) est franchi par un participant (0.3%) pour le PFOS. Concernant la somme NAS¹⁰, 94% des participants dépassent le premier seuil de 2 µg/L et 0.7 % le seuil de 20 µg/L.

Le PFHxA et PFHpA sont peu souvent détectés que ce soit dans la population adulte wallonne ou dans la littérature. Pour le PFOS et le PFOA, les concentrations mesurées en population wallonne sont plus basses que dans toutes les études réalisées avant 2018 et comparables aux résultats rapportés dans les études les plus récentes (tchèque en 2018-2019, canadienne en 2018-2019). Ces résultats sont en accord avec la tendance à la baisse des concentrations sériques depuis le début des années 2000, liée aux différentes restrictions de production et d'utilisation des PFAS en Europe (Berg et al., 2014 ; Glynn et al., 2012 ; Schoeters et al., 2017 ; Schröter-Kermani et al., 2013 ; Yeung et al., 2013). La situation est différente pour les autres PFAS (PFHxS, PFNA et PFDA), pour lesquels les concentrations mesurées en 2023 chez les adultes wallons sont très proches ou légèrement inférieures à celles rapportées dans la plupart des études, indépendamment de l'année de collecte des échantillons (tableau 22). De nouvelles restrictions européennes au niveau de ces PFAS (PFNA et PFHxS) dans l'alimentation sont entrées en vigueur le 1^{er} janvier 2023 (règlement EU 2022/2388) mais il faudra probablement attendre plusieurs années avant de constater les effets de ces mesures.

Comparaison des résultats des 3 premières phases BMH-Wal : Les PFAS étant des polluants qui ont tendance à s'accumuler dans l'organisme, il n'est pas étonnant d'observer que les concentrations médianes en PFNA, PFHxS et PFOS augmentent significativement avec l'âge dans la population

¹⁰ Le somme NAS est une somme de 7 PFAS : PFOA (linéaire et ramifié), PFOS (linéaire et ramifié), PFHxS, PFNA, PFDA, PFUnDA, MeFOSAA. Cependant, dans le programme BMH-Wal, les formes ramifiées du PFOA et PFOS, le PFUnDA et le MeFOSAA n'ont pas été dosés. Dès lors, les valeurs de la somme NAS pour les participants de l'étude sont sous-estimées. Pour le calcul de la somme NAS, les valeurs inférieures à la LOQ ont été remplacées par LOQ (approche « worst case »).

wallonne¹¹. Il n'y a pas de différence significative entre les concentrations en PFOA et PFDA mesurées dans les différentes catégories d'âge. Dans la littérature, la relation entre l'âge et les niveaux d'imprégnation en PFAS varie d'une étude à l'autre et d'un PFAS à l'autre.

¹¹ Pour les biomarqueurs sanguins (Pb, Hg et Cd sanguin, pesticides organochlorés, PCBs et PFAS), les comparaisons entre les phases du programme BMH-Wal se limitent aux adolescents, adultes 20-39 ans et adultes 40-59 ans, étant donné que nous n'avons pas prélevé de sang chez les enfants.

CONCLUSION

L'objectif principal du programme BMH-Wal est la détermination de valeurs de référence d'exposition pour la population wallonne à des polluants environnementaux. Après deux premières phases du programme qui se sont déroulées en 2019-2020 et en 2020-2021 qui se focalisaient sur les nouveau-nés, les adolescents de 12 à 19 ans, les adultes de 20 à 39 ans et les enfants de 3 à 5 ans et de 6 à 11 ans respectivement, cette troisième phase a ensuite ciblé les adultes de 40 à 59 ans. Dix métaux, cinq bisphénols, dix métabolites de HAPs, six métabolites de pesticides organophosphorés, cinq métabolites de pesticides pyréthrinoïdes, le glyphosate et son métabolite l'AMPA, sept PFAS, quatre PCBs et seize pesticides organochlorés ont été étudiés dans l'urine et le sang de ces adultes.

Des taux de détection trop faibles n'ont pas permis d'élaborer au moins une valeur de référence pour un bisphénol (BPP), deux métabolites de pesticides organophosphorés (DETP et DEDTP), un métabolite de pesticides pyréthrinoïdes (4F-3-PBA), l'AMPA, deux PFAS (PFHxA et PFFpA), un PCB (PCB118) et treize pesticides organochlorés. Des valeurs de référence ont été établies pour les autres substances, en fonction du sexe, si cela était pertinent. Pour certaines substances (Hg dans le sang et As dans l'urine), la consommation récente de poisson a été utilisée comme facteur de partition. En raison de l'effectif réduit de fumeurs, d'adultes qui ne consomment pas d'alcool ou moins d'une fois par semaine et d'adultes qui n'ont pas d'amalgame dentaire, une valeur de référence a été établie uniquement chez les non-fumeurs (HAPs, Cd dans le sang), chez les adultes qui consomment au moins un verre par semaine (Hg et Pb dans le sang) et chez les adultes qui ont un ou des amalgames dentaires (Hg dans l'urine).

Aucune concentration mesurée dans la population étudiée n'atteint la valeur de référence sanitaire pour le mercure urinaire (HBM I = 7 µg/L), le thallium (HBM I = 5 µg/L) et le bisphénol A (HBM I = 200 µg/L)¹². Au sujet du cadmium urinaire, moins de 5% des participants atteignent la valeur de 1 µg/L (valeur HBM I), aucun la valeur de 4 µg/L (HBM II). Pour le mercure sanguin, 5.3% des adultes wallons dépassent la valeur de 5 µg/L (HBM I) et 0.3% la concentration de 15 µg/L (HBM II). Environ 1% des concentrations mesurées chez les adultes excèdent 90 µg/L (BE) pour le sélénium urinaire, seuil au-dessus duquel il y aurait une possibilité de développement de sélénose chez l'adulte. On peut toutefois noter la présence d'un nombre important (près de 30%) d'adultes wallons qui présentent des concentrations en sélénium inférieures à 10 µg/L, seuil en-dessous duquel il y aurait un risque de déficience. Les valeurs de 2 µg/L et 5 µg/L (HBM I) ont été dépassées par environ 11% et 15% des adultes pour le PFOA et le PFOS respectivement. Alors qu'aucun participant n'atteint la valeur de 10 µg/L (HBM II) pour le PFOA, 0.3% franchissent ce seuil (10 µg/L) pour le PFOS. La grande majorité des adultes (93.4%) se situent dans l'intervalle compris entre 2 et 20 µg/L pour la somme NAS tandis que 0.7% dépassent le seuil de 20 µg/L. Enfin, concernant le plomb, 14.9% des concentrations mesurées dans le sang des adultes atteignent la valeur de vigilance de la France pour la gestion de la plombémie (25 µg/L).

Les concentrations mesurées chez les adultes de 40 à 59 ans ont été comparées aux concentrations rapportées lors des deux premières phases du projet BMH-Wal et dans d'autres études de

¹² La valeur HBM I du bisphénol A est en cours de révision par la Commission Nationale de Biomonitoring allemande lors de la rédaction du présent rapport.

biomonitoring dans le monde. Les enfants semblent plus particulièrement exposés à certains métaux (métaux urinaires excepté le cadmium et le mercure), aux bisphénols (BPA et BPS) et aux pesticides (pyréthrinoides et organophosphorés y compris le glyphosate) comparé aux adultes. Cette différence pourrait être liée à des comportements main-bouche plus fréquents, un plus grand temps passé à jouer au sol à l'intérieur comme à l'extérieur, une alimentation différente ou encore une plus grande consommation d'eau et de nourriture par rapport à leur poids. Les enfants semblent également plus exposés aux HAPs mais il est difficile de déterminer si cette différence est liée à la catégorie d'âge ou à la période de recrutement. Pour les substances qui ont tendance à s'accumuler dans l'organisme comme les polluants organiques persistants (PCBs, pesticides organochlorés et PFAS) ou certains métaux (plomb sanguin, cadmium), les adultes plus âgés sont plus imprégnés. D'autre part, les résultats des dosages chez les adultes sont du même ordre de grandeur que ceux issus d'autres études nationales ou internationales pour la même catégorie d'âge, voire inférieurs pour les substances qui ont subi, ces dernières années, des restrictions au niveau belge et/ou européen. Dans certains pays, par exemple les USA et le Canada pour le plomb, certaines mesures visant à diminuer l'exposition de la population ont été prises antérieurement à la Belgique et les niveaux d'imprégnation rapportés récemment dans ces pays sont plus faibles qu'en Wallonie.

BIBLIOGRAPHIE

- ATSDR, 1999, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for mercury. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (update). 1995, US Department of Health and Human Services: Atlanta. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp69.pdf> (consulté dernièrement le 08/07/2024)
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2018. Toxicological profile for perfluoroalkyls. Draft for Public Comment Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200.pdf>.
- Al-Saleh, I. and Shinwari, N. Urinary mercury levels in females: Influence of skin-lightening creams and dental amalgam fillings. *BioMetals* 1997, 10: 315–323
- Apel, P., Angerer, J., Wilhelm, M., Kolossa-Gehring, M.. New HBM values for emerging substances, inventory of reference and HBM values in force and working principles of the German Human Biomonitoring Commission. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2017, 220, 152-166. doi:10.1016/j.ijheh.2016.09.007
- Aprea et al. Urinary levels of metal elements in the non-smoking general population in Italy: SIVR study 2012-2015. *Toxicol Lett* 2018; 298: 177-185.
- Bachelet, D.; Truong, T.; Verner, M.-A.; Arveux, P.; Kerbrat, P.; Charlier, C.; et al., Determinants of serum concentrations of 1, 1-dichloro-2, 2-bis(p-chlorophenyl)ethylene and polychlorinated biphenyls among French women in the CECILE study. *Environ. Res.* 2011, 111 : 861–870. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2011.06.001>.
- Barregaard, L. Biological monitoring of exposure to mercury vapor. *Scand. J. Work Environ. Health* 1993, 19, 45-49.
- Bartel-Steinbach, M., Lermen, D., Gwinner, F., Schaefer, M., Goen, T., Conrad, A., Weber, T., Von Briesen, H., Kolossa-Gehring, M. Long-term monitoring of mercury in young German adults: Time trend analyses from the German Environmental Specimen Bank, 1995-2018. *Environmental Research* 2022, 207, 112592.
- Bartolomé, M., Ramos, J. J., Cutanda, F., Huetos, O., Esteban, M., Ruiz-Moraga, M., Calvo, E., Pérez-Gómez, B., González, O., Castaño, A. Urinary Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolites Levels in a Representative Sample of the Spanish Adult Population: The BIOAMBIENT.ES Project. *Chemosphere* 2015, 135, 436–446. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.008>
- Bartolomé, M., Gallego-Picó, A., Cutanda, F., Huetos, O., Esteban, M., Pérez-Gómez, B., Castaño, A. Perfluorinated alkyl substances in spanish adults: geographical distribution and determinants of exposure. *Sci. Total Environ.* 2017, 603–604 : 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.031>.
- Becher, G. and A. Bjorseth, Determination of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons by analysis of human urine. *Cancer Lett*, 1983. 17(3): p. 301-11.
- Berg, V.; Nøst, T.H.; Huber, S.; Rylander, C.; Hansen, S.; Veyhe, A.S.; Fuskevåg, O.M.; Odland, J.Ø.; Sandanger, T.M. Maternal serum concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances and their predictors in years with reduced production and use. *Environ. Int.* 2014, 69: 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.010>.
- Berglund, A., Pohl, L., Olsson, S., Bergman, M. Determination of the Rate of Release of Intra-Oral Mercury Vapor Amalgam. *J. Dent. Res.* 1988, 67, 1235-1242

Bjeremo, H., Darnerud, P. O., Lignell, S., Pearson, M., Rantakokko, P., Nälsén, C., ... Glynn, A. Fish intake and breastfeeding time are associated with serum concentrations of organochlorines in a Swedish population. *Environment International* 2013, 51, 88–96. doi:10.1016/j.envint.2012.10.010

Bjeremo, H.; Darnerud, P.O.; Pearson, M.; Barbieri, H.E.; Lindroos, A.K.; Nälsén, C.; Lindh, C.H.; Jönsson, B.A.G.; Glynn, A. Serum concentrations of perfluorinated alkyl acids and their associations with diet and personal characteristics among Swedish adults. *Mol. Nutr. Food Res.* 2013b, 57: 2206–2215. <https://doi.org/10.1002/mnfr.201200845>.

Bost et al., 2016. Dietary copper and human health: Current evidence and unresolved issues. Review. *J Trace Elem Med Biol* 2016; 35:107-15.

Buekers, J.; Remy, S.; Bessems, J.; Govarts, E.; Rambaud, L.; Riou, M.; Halldorsson, T.I.; Ólafsdóttir, K.; Probst-Hensch, N.; Ammann, P.; Weber, T.; Kolossa-Gehring, M.; Esteban-López, M.; Castaño, A.; Andersen, H.R.; Schoeters, G. Glyphosate and AMPA in Human Urine of HBM4EU-Aligned Studies: Part B Adults. *Toxics* 2022, 10, 552. <https://doi.org/10.3390/toxics10100552>

Calafat, A.M.; Ye, X.; Wong, L-Y.; Reidy, J.A.; Needham, L.L. Urinary concentrations of triclosan in the U.S. population: 2003–2004. *Environ. Health Perspect.* 2008, 116:303–7.

Chang, V. C.; Ospina, M.; Xie, S.; Andreotti, G.; Parks, C.G.; Liu, D.; Madrigal, J.M. et al. Urinary biomonitoring of glyphosate exposure among male farmers and nonfarmers in the Biomarkers of Exposure and Effect in Agriculture (BEEA) study. *Environ. Int.* 2024, 187: 108644. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108644>.

Chen, Da, Kurunthachalam Kannan, Hongli Tan, Zhen-Gui Zheng, Yong-Lai Feng, Yan Wu, and Margaret Widelka. Bisphenol analogues other than BPA: environmental occurrence, human exposure, and toxicity - a review. *Environ Sci Technol* 2016; 50:5438-5453. doi:10.1021/acs.est.5b05387

Cheyns, K, Demaegdt, H, Waegeneers, N, Ruttens, 2021, A. Intake of Food Supplements Based on Algae or Cyanobacteria May Pose a Health Risk Due to Elevated Concentrations of Arsenic Species. *Food Additives & Contaminants: Part A* 38, no. 4 (April 3, 2021): 609–21.

Connolly, A., Coggins, M. A., Koch, H. M. Human biomonitoring of glyphosate exposures: state-of-the-art and future research challenges. *Toxics*, 2020b, 8(3), 60.

De Craemer, S., Croes, K., van Larebeke, N., De Henauw, S., Schoeters, G., Govarts, E., ... Baeyens, W. Metals, hormones and sexual maturation in Flemish adolescents in three cross-sectional studies (2002–2015). *Environment International* 2017, 102, 190–199. doi:10.1016/j.envint.2017.02.014

Etude de Santé sur l'Environnement, la Biosurveillance, l'Activité physique et la Nutrition (ESTEBAN). Disponible à partir de l'URL : www.santepubliquefrance.fr

Balestier, A.; Fillol, C.; Gane, J.; Oleko, A.; Saoudi, A.; Zeghnoun, A.; Chaperon, L.; Spinosi, J. Imprégnation de la population française par les organochlorés spécifiques et les chlorophénols, Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021, 104p.

Balestier, A., Fillol, C., Gane, J., Oleko, A., Saoudi, A., Zeghnoun, A. Imprégnation de la population française par les Polychlorobiphényles (PCB), les Dioxines et les Furanes. Programme de biosurveillance. Esteban 2014-2016. Santé Publique France. 2021b. 148p.

Balicco, A., Bidondo, M.L., Fillol, C., Gane, J., Oleko, A., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par les bisphénols A, S et F. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, septembre 2019. 57 p.*

Fillol, C., Oleko, A., Gane, J., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par les métaux urinaires. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021. 52 p.*

Fillol, C., Balicco, A., Oleko, A., Gane, J., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par l'arsenic. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021b. 49 p.*

Fillol, C., Oleko, A., Gane, J., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par le nickel. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021c. 29 p.*

Fillol, C., Oleko, A., Gane, J., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par le cuivre. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021d. 31 p.*

Oleko, A., Fillol, C., Balicco, A., Bidondo, M.L., Gane, J., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par le plomb. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2020. 53 p.*

Oleko, A., Fillol, C., Zeghnoun, A., Saoudi, A., Gane, J. *Imprégnation de la population française par le chrome total. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021. 42 p.*

Oleko, A., Fillol, C., Saoudi, A., Zeghnoun, A., Bidondo, M.L., Gane, J., Balicco, A. *Imprégnation de la population française par le cadmium. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021b. 43 p.*

Oleko, A., Fillol, C., Zeghnoun, A., Saoudi, A., Gane, J. *Imprégnation de la population française par le mercure. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021c. 53 p.*

Oleko, A., Balicco, A., Bidondo, M-L., Fillol, C., Gane, J., Saoudi, A., et al. *Imprégnation de la population française par les composés perfluorés. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Santé Publique France. 2019. 59p.*

Oleko, A.; Fillol, C.; Saoudi, A.; Zeghnoun, A.; Gane, J.; Balestier, A. ; Tagne-Fotso, R. *Imprégnation de la population française par les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2023. 88p.*

Pécheux, M., Fillol, C., Gane, J., Oleko, A., Saoudi, A., Zeghnoun, A. *Imprégnation de la population française par les herbicides. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, juin 2019. 57 p.*

Tagne-Fotso, R., Fillol, C., Gane, J., Oleko, A., Saoudi, A., Zeghnoun A. *Imprégnation de la population française par les organophosphorés spécifiques et non spécifiques. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021, 60 p.*

Chaperon, L., Fillol, C., Gane, J., Oleko, A., Rambaud, L., Saoudi, A., Zeghnoun, A. Imprégnation de la population française par les pyréthriinoïdes. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021. 62 p.

EFSA (European Food Safety Authority), 2014a. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for selenium. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies. EFSA Journal 2014;12:3846.

EFSA (European Food Safety Authority), 2014b. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for zinc. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA). EFSA Journal 2014;12(10):3844.

European Food Safety Authority (EFSA), 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food, EFSA Journal 18(9):6223. [efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6223](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223)

European Food Safety Authority (EFSA), Scientific Opinion on Dietary Reference Values for copper. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA). EFSA Journal 2015;13:4253 (2015).

EFSA (European Food Safety Authority), 2017. Dietary reference values for nutrients: Summary report. EFSA supporting publication 2017:e15121. 92 pp. Available from www.efsa.europa.eu.

Francesconi, K.A., Tanggaard, R., McKenzie, C.J., Goessler, W., 2002. Arsenic Metabolites in Human Urine after Ingestion of an Arsenosugar. Clin. Chem. 48, 92–101. <https://doi.org/10.1093/CLINCHEM/48.1.92>

Frederiksen, H., Nielsen, O., Koch, H. M., Skakkebaek, N. E., Juul, A., Jørgensen, N., Andersson, A.-M. Changes in urinary excretion of phthalates, phthalate substitutes, bisphenols and other polychlorinated and phenolic substances in young Danish men; 2009–2017. International Journal of Hygiene and Environmental Health 2020, 223 (1), 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.10.002>.

Fréry, N., Saoudi, A., Garnier, R., Zeghnoun, A., Falq, G. Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Saint-Maurice, France : Institut de veille sanitaire, 2011.

Gao, Y., Baisch, P., Mirlean, N., Rodrigues da Silva Júnior, F.M., Van Larebeke, N., Baeyens, W., Leermakers, M., 2018. Arsenic speciation in fish and shellfish from the North Sea (Southern bight) and Açú Port area (Brazil) and health risks related to seafood consumption. Chemosphere 191, 89–96. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.10.031>

Giusti, A., Pirard, C., Charlier, C., Petit J.C.J., Crevecoeur, S., Remy S. Selection and ranking method for currently used pesticides (CUPS) monitoring in ambient air. Air Qual Atmos Heal. 2018;11(4):385–96.

Glynn, A.; Aune, M., Darnerud, P.O.; Cnattingius, S.; Bjerselius, R.; Becker, W., et al. Determinants of serum concentrations of organochlorine compounds in Swedish pregnant women: a cross-sectional study. Environ. Health 2007, 6: 2. <http://dx.doi.org/10.1186/1476-069X-6-2>

Glynn, A.; Berger, U.; Bignert, A.; Ullah, S.; Aune, M.; Lignell, S.; Darnerud, P.O. Perfluorinated alkyl acids in blood serum from Primiparous Women in Sweden: serial sampling during pregnancy and nursing, and temporal trends 1996–2010. Environ. Sci. Technol. 2012, 46: 9071–9079. <https://doi.org/10.1021/es301168c>

Gouvernement du Canada, 2023. Le glyphosate chez les personnes vivant au Canada - Informations sur la biosurveillance humaine du glyphosate au Canada avec les résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada>

Gräsbeck R, Saris N-E. Establishment and use of normal values Scand J Clin Lab Invest 1969;26:Suppl 110:62–3

Groupe de travail interministériel de Santé Canada. 2004, *Le mercure - Votre santé et l'environnement - Outil de ressources*. <https://www.canada.ca/fr/santecanada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminantsenvironnementaux/mercure-votre-sante-environnement-outil-ressources.html>

Gyllenhammar, I., Glynn, A., Jönsson, B. A. G., Lindh, C. H., Darnerud, P. O., Svensson, K., Lignell, S. Diverging temporal trends of human exposure to bisphenols and plastizisers, such as phthalates, caused by substitution of legacy EDCs? *Environmental Research* 2017, 153, 48–54. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.11.012>

Hardell, E.; Carlberg, M.; Nordstrom, M.; van Bavel, B. Time trends of persistent organic pollutants in Sweden during 1993–2007 and relation to age, gender, body mass index, breastfeeding and parity. *Sci. Total Environ.* 2010, 408 : 4412–4419

Hays, S. M., Macey, K., Nong, A., & Aylward, L. L. Biomonitoring Equivalents for selenium. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 2014, 70(1), 333–339. doi:10.1016/j.yrtph.2014.07.017

HBM4EU priority substances. <https://www.hbm4eu>

HBM4EU. Vrijheid M, Montazeri P, Rambaud L, Vogel N, Vlaanderen J, Remy S, Govarts E, Schoeters G. Statistical Analysis Plan. Deliverable Report D10.5. WP 10 Data management and analysis. 136p.

Health-related environmental monitoring (HÄMI), Swedish Environmental Protection Agency, <https://ki.se/imm/halsorelaterad-miljoovervakning/tidsserier-och-data>

Hoet, P., Jacquerye, C., Deumer, G., Lison, D., Haufroid, V. Reference values of trace elements in blood and/or plasma in adults living in Belgium. *Clin Chem Lab Med* 2020. Oct 27:cclm-2020-1019. doi: 10.1515/cclm-2020-1019

Hoet, P., Jacquerye, C., Deumer, G., Lison, D., Faufrid, V. Reference values and upper reference limits for 26 trace elements in the urine of adults living in Belgium. *Clin. Chem. Lab. Med.* 2013, 51, 839-849. <https://doi.org/10.1515/cclm-2012-0688>

Huang, R., Liu, Z., Yin, H., Dang, Z., Wu, P., Zhu, N., Lin, Z. Bisphenol A concentrations in human urine, human intakes across six continents, and annual trends of average intakes in adult and child populations worldwide: a thorough literature review. *Science of The Total Environment* 2018, 626, 971–981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.144>

Huetos, O., Bartolomé, M., Aragonés, N., Cervantes-Amat, M., Esteban, M., Ruiz-Moraga, M., Pérez-Gómez, B., Calvo, E., Vila, M., Castaño, A. 2014. Serum PCB levels in a representative sample of the SPANISH adult population: The BIOAMBIENT.ES project. *Sci. Tot. Environ.*, 493 : 834-844, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.077>.

Hughes MF. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicol Lett.* 2002;133(1):1-16.

Ingelido, A.M.; Abballe, A.; Gemma, S.; Dellatte, E.; Iacovella, N.; De Angelis, G.; Zampaglioni, F.; Marra, V.; Miniero, R.; Valentini, S.; Russo, F.; Vazzoler, M.; Testai, E.; De Felip, E. Biomonitoring of perfluorinated compounds in adults exposed to contaminated drinking water in the Veneto Region, Italy. *Environ. Int.* 2018, 110: 149-159. *IPCS – Glyphosate. Environmental Health Criteria 159. World Health Organization : Genève ; 1994 : 177p.*

Ingelido, A.M.; Marra, V.; Abballe, A.; Valentini, S.; Iacovella, N.; Barbieri, P.; Porpora, M.G.; Domenico, Adi; Felip, E.D. Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoic acid exposures of the Italian general population. *Chemosphere* 2010, 80: 1125–1130. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.025>.

ISSeP. EXPOPESTEN. Volet 1 : Campagne de mesures des concentrations dans l'air ambiant en Wallonie de mai 2015 à mai 2016. Volet 2 : Biomonitoring des pesticides dans des populations d'enfants vivant dans des zones d'expositions aux pesticides contrastées. Rapport n°01323/2018. 181p.

IZiNCG (International Zinc Nutrition Consultative Group), 2004. Technical document #1. Assessment of the risk of zinc deficiency in populations and options for its control. *Food Nutr Bull* 2004;25:S99-203.

Jacques, A., Ruthy, I., Maggi, P., Remy, S. 2023b. BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, campagne de recrutement : préparation, méthodologie et résultats, phase 2 : enfants de 3-5 ans et 6-11 ans. RP1-RAP-22-01864. Février 2023.43p.

Jakszyn, P.; Goni, F.; Etxeandia, A.; Vives, A.; Millan, E.; Lopez, R.; et al. Serum levels of organochlorine pesticides in healthy adults from five regions of Spain. *Chemosphere* 2009, 76: 1518–1524. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.048>.

Jo, E, Kim, B, Kim, Y, Yu, S, You, C, Kim, J, Hong, Y. Blood Mercury Concentration and Related Factors in an Urban Coastal Area in Korea *Journal of Preventive Medicine and Public Health* 2010, Vol. 43, No. 5, 377-386. doi: 10.3961/jpmph.2010.43.5.377

Kim, J Na, J, Lee, J, Park, Y, Lee, J, Choi, J, Heo, N, Park, J, Kim, T, Jang, H, Park, H, Park, H. Blood Concentrations of Lead, Cadmium, and Mercury Are Associated With Alcohol-Related Liver Disease *J Korean Med Sci.* 2023 Dec 18;38(49):e412. doi: 10.3346/jkms.2023.38.e412

Kim, K.; Park, H.; Yang, W.; Lee, J.H. Urinary concentrations of bisphenol A and triclosan and associations with demographic factors in the Korean population. *Environ. Res.* 2011, 111:1280–5.

Kissa, E., 2001. *Fluorinated Surfactants and Repellents*, 2nd edition. Marcel Dekker Inc., New-York.

Kohlmeyer, U, Jantzen, E, Kuballa, J, Jakubik, S. 2003, Benefits of High Resolution IC-ICP-MS for the Routine Analysis of Inorganic and Organic Arsenic Species in Food Products of Marine and Terrestrial Origin. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 377, no. 1 (2003): 6–13.

Krieger, R. (Ed.) (2001). *Handbook of pesticides toxicology. Principles and agents*, 2nd ed., Academic Press, London.

Koppen, G., Govarts, E., Vanermen, G., Voorspoels, S., Govindan, M., Dewolf, M.-C., Den Hond, E., Biot, P., Casteleyn, L., Kolossa-Gehring, M., Schwedler, G., Angerer, J., Koch, H. M., Schindler, B. K., Castaño, A., López, M. E., Sepai, O., Exley, K., Bloemen, L., Knudsen, L. E., Joas, R., Joas, A., Schoeters, G., Covaci, A. Mothers and Children Are Related, Even in Exposure to Chemicals Present in Common Consumer Products. *Environmental Research* 2019, 175, 297–307. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.023>

Lee, M-G., Chun, O.K., Song, W.O. Determinants of the Blood Lead Level of US Women of Reproductive Age. *Journal of the American College of Nutrition* 2005, 24(1), 1–9. doi:10.1080/07315724.2005.10719436

Levy, M.; Schwartz, S.; Dijak, M.; Weber, J.-P.; Tardif, R.; Rouahe, F. Childhood urine mercury excretion: dental amalgam and fish consumption as exposure factors. *Environ. Res.* 2004, 94: 283–290 Lindstrom, A.B., Strynar, M.J., Libelo, E.L., 2011. Polyfluorinated compounds: past, present, and future. *Environmental Science and Technology* 45 (19), 7954–7961. <https://doi.org/10.1021/es2011622>

López-Herranz, A., Cutanda, F., Esteban, M., Pollán, M., Calvo, E., ... Castaño, A. Cadmium levels in a representative sample of the Spanish adult population: The BIOAMBIENT.ES project. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 2015, 26(5), 471–480. doi:10.1038/jes.2015.25

Maggi, P., Jacques, A., Ruthy, I., Remy, S. *BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, campagne de recrutement : préparation, méthodologie et résultats, phase 1 : nouveau-nés, adolescents et adultes 20-39 ans. RP1-RAP-21-01345. Septembre 2021. 75p.*

Martin, R.L.; Gilles, L.; Helte, E.; Åkesson, A.; Tägt, J.; Covaci, A.; Sakhi, A.K.; Van Nieuwenhuysse, A.; Katsonouri, A.; Andersson, A.M.; Gutleb, A.C.; Janasik, B.; Appenzeller, B.; Gabriel, C.; Thomsen, C.; et al. *Time Patterns in Internal Human Exposure Data to Bisphenols, Phthalates, DINCH, Organophosphate Flame Retardants, Cadmium and Polyaromatic Hydrocarbons in Europe. Toxics 2023, 11: 819. doi: 10.3390/toxics11100819*

Melgarejo, M.; Mendiola, J.; Koch, H.M.; Moñino-García, M.; Noguera-Velasco, J.A.; Torres-Cantero, A.M. *Associations between urinary organophosphate pesticide metabolite levels and reproductive parameters in men from an infertility clinic. Environ Res. 2015, 137: 292-8. doi:10.1016/j.envres.2015.01.004*

NASEM, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2022. *Guidance on PFAS Exposure, Testing, and Clinical Follow-Up. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/26156>*

Nisse, C., Tagne-Fotso, R., Howsam, M., Richeval, C., Labat, L., Leroyer, A. *Blood and urinary levels of metals and metalloids in the general adult population of Northern France: The IMEPOGE study, 2008–2010. International Journal of Hygiene and Environmental Health 2017, 220(2), 341–363. doi:10.1016/j.ijheh.2016.09.020*

Noest, T.H.; Breivik, K.; Fuskevaag, O.M.; Nieboer, E.; Odland, J.O.; Sandanger, T.M. *Persistent organic pollutants in Norwegian men from 1979 to 2007: intraindividual changes, age-periodcohort effects, and model predictions. Environ. Health Perspect. 2013, 1292–1298.*

Ospina, M.; Schütze, A.; Morales-Agudelo, P.; Vidal, M.; Wong, L.-Y.; Calafat, A.M. *Exposure to glyphosate in the United States: Data from the 2013–2014 National Health and Nutrition Examination Survey. Environ. Int. 2022,170: 107620.*

Papadopoulou, E.; Nicolescu, A.; Haug, L.S.; Husoey, T.; Deleanu, C.; Dirven, H.; Lindeman, B. *Lipoprotein profiles associated with exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in the EuroMix human biomonitoring study. Environ. Pollut. 2022, 308: 119664.*

Park, S, Lee, B. *Strong positive associations between seafood, vegetables, and alcohol with blood mercury and urinary arsenic levels in the Korean adult population Arch Environ Contam Toxicol. 2013 Jan;64(1):160-70. doi: 10.1007/s00244-012-9808-x*

Petrik, J.; Drobna, B.; Pavuk, M.; Jursa, S.; Wimmerova, S.; Chovancova, J. *Serum PCBs and organochlorine pesticides in Slovakia: age, gender, and residence as determinants of organochlorine concentrations. Chemosphere 2006, 65: 410–418.*

Pirard, C., Sagot, C., Deville, M., Dubois, N., Charlier, C. *Urinary levels of bisphenol A, triclosan and 4-nonylphenol in a general Belgian population. Environ. Int. 2012, 48, 78-83.*

Pirard, C., Compere, S., Firquet, K., Charlier, C. *The current environmental levels of endocrine disruptors (mercury, cadmium, organochlorine pesticides and PCBs) in a Belgian adult population and their predictors of exposure. Int. J. Hyg. Environ. Health 2018, 221, 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.010>*

Pirard, C., Remy, S., Giusti, A., Champon, L., Charlier, C. *Assessment of children's exposure to currently used pesticides in wallonia, Belgium. Toxicology Letters, 2020, 329, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.04.020>*

Pirard, C., Dufour, P., & Charlier, C., 2020b. *Background contamination of perfluoralkyl substances in a Belgian general population*. *Toxicology Letters*, 333:13-21. doi:10.1016/j.toxlet.2020.07.015

Pirard, C. and Charlier, C. *Urinary levels of parabens, phthalate metabolites, bisphenol A and plasticizer alternatives in a Belgian population: Time trend or impact of an awareness campaign?* *Environ. Res.* 2022, 214: 113852. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113852>

Pizent, A., Jurasović, J., Telišman, S. *Blood pressure in relation to dietary calcium intake, alcohol consumption, blood lead, and blood cadmium in female nonsmokers*. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 2001, 15(2-3), 123–130. doi:10.1016/s0946-672x(01)80055-9

Poulson OM, Holst E, Christensen JM, 1997. *Calculation and application of coverage intervals for biological reference values (Technical Report)*. *Pure and Applied Chemistry*. 1601-1611.

RÈGLEMENT (UE) 2022/2388 DE LA COMMISSION du 7 décembre 2022 modifiant le règlement (CE) no 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32022R2388>

Ruttens, A, Blanpain, AC, De Temmerman, L, Waegeneers, N. 2012, *Arsenic Speciation in Food in Belgium. Part 1: Fish, Molluscs and Crustaceans*. *Journal of Geochemical Exploration* 121 (2012): 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.003>.

Ruttens, A, Cheyns, K, Blanpain, AC, De Temmerman, L, Waegeneers, N. 2018, *Arsenic Speciation in Food in Belgium. Part 2: Cereals and Cereal Products*. *Food and Chemical Toxicology* 118 (August 1, 2018): 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.04.040>.

Schoeters, G., Colles, A., Den Hond, E., Croes, K., Vrijens, J., Baeyens, W., et al. *The Flemish environment and health study (FLEHS)-second survey (2007-2011): establishing reference values for biomarkers of exposure in the Flemish population*. *Issues Toxicol.* 2012, 9, 135-165. <https://doi.org/10.1039/9781849733373-00135>

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. *Three Cycles of Human Biomonitoring in Flanders – Time Trends Observed in the Flemish Environment and Health Study*. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2017, 220 (2, Part A), 36–45. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.11.006>

Schoeters, G.; Verheyen, V. J.; Colles, A.; Remy, S.; Martin, L. Rodriguez; Govarts, E.; Nelen, V.; Den Hond, E.; De Decker, A.; Franken, C.; et al. *Internal exposure of Flemish teenagers to environmental pollutants: Results of the Flemish Environment and Health Study 2016-2020 (FLEHS IV)*. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 2022, 242: 113972. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.113972>

Schröter-Kermani, C.; Müller, J.; Jürling, H.; Conrad, A.; Schulte, C. *Retrospective monitoring of Perfluorocarboxylates and perfluorosulfonates in human plasma archived by the German environmental specimen bank*. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 2013, 216: 633–640. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2012.08.004>

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. doi:10.1016/j.yrtph.2021.104868

Solberg, H.E., 1987b. *Approved recommendation (1987) on the theory of reference values. Part 5. Statistical treatment of collected reference values. Determination of reference limits*. *Clin. Chim. Acta* 170, S13–S32.

Takahashi, F., Yamagata, M., Yasuda, K., Kida, A. 2008, *Impact of mercury emissions from incineration of automobile shredder residue in Japan*. *Applied Geochemistry*, 2008, 23, 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.12.016>.

Tarvainen, T, Albanese, S, Birke, M, Poňavič, M, Reimann, C, Andersson, M, Arnoldussen, A, Baritz, R., Batista, MJ, Bel-Lan, A, Cicchella, D, Demetriades, A, De Vivo, B, Dinelli, E, De Vos, W, Duris, M, Dusza-Dobek, A, Eggen, OA, Eklund, M, Ernsten, V, Filzmoser, P, Finne, TE, Flight, D, Forrester, S, Fuchs, M, Fugedi, U, Gilucis, A, Gosar, M, Gregorauskiene, V, Gulan, A, Halamić, J, Haslinger, E, Hayoz, P, Hobiger, G, Hoffmann, R, Hoogewerff, J, Hrvatovic, H, Husnjak, S, Janik, L, Johnson, C, Jordan, G, Kirby, J, Kivisilla, J, Klos, V, Krone, F, Kwecko, P, Kuti, L, Ladenberger, A, Lima, A, Locutura, J, Lucivjansky, P, Mackovych, D, Malyuk, BI, Maquil, R, McLaughlin, MJ, Meuli, RG, Miosic, N, Mol, G, Négrel, P, O'Connor, P, Oorts, K, Ottesen, RT, Pasieczna, A, Petersell, V, Pfliederer, S, Prazeres, C, Rauch, U, Salpeteur, Schedl, A, Scheib, A, Schoeters, I, Sefcik, P, Sellersjö, E, Skopljak, F, Slaninka, I, Šorša, A, Srnkota, R, Stafilov, T, Trendavilov, V, Valera, P, Verougstraete, V, Vidojević, D, Zissimos, AM, Zomeni, Z, 2013. *Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe*. *Appl. Geochemistry* 28, 2–10.

UNEP. *Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*, 2007. Available online: <http://www.pops.int>

USFDA, 2022. *Arsenic in Rice and Rice Products Risk Assessment*.

Van der Meer, T. P., Chung, M. K., van Faassen, M., Makris, K. C., van Beek, A. P., Kema, I. P., Wolffenbuttel, B. H. R., van Vliet-Ostaptchouk, J. V., Patel, C. J. *Temporal exposure and consistency of endocrine disrupting chemicals in a longitudinal study of individuals with impaired fasting glucose*. *Environmental Research* 2021, 197, 110901. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110901>

Vandenberg, LN; Hauser, R; Marcus, M; Olea N; Welshons, WV. *Human exposure to bisphenol A (BPA)*. *Reprod Toxicol* 2007; 24:139–77.

Wei, Xin; Pan, Yanan; Zhang, Ziqi; Cui, Jingyi; Yin, Renli; Li, Huashou; Qin, Junhao; Li, Adela Jing; Qiu, Rongliang. *Biomonitoring of glyphosate and aminomethylphosphonic acid: Current insights and future perspectives*. *J. Hazard. Mat.* 2024, 463: 132814.

Weiss, B.; Amler, S.; Amler, R. *Pesticides*. *Pediatrics* 2004, 113: 1030–1036.

Wennberg, M, Lundh, T, Sommar, JH, Bergdahl, I. *Time trends and exposure determinants of lead and cadmium in the adult population of northern Sweden 1990-2014* *Environ Res.* 2017 Nov;159:111-117. doi: 10.1016/j.envres.2017.07.029

WHO and the Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. 2003. *Health risks of persistent organic pollutants from long range transboundary air pollution*. World Health Organisation Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0009/78660/e78963.pdf

Wilhelm, M.; Hardt, J.; Schulz, C., Angerer, J. *New reference value and the background exposure for the PAH metabolites 1-hydroxypyrene and 1- and 2-naphthol in urine of the general population in Germany: Basis for validation of human biomonitoring data in environmental medicine*. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 2008, 211: 447–453. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.09.002>

Xin, W.; Yanan, P.; Ziqi, Z.; Jingyi, C.; Renli, Y.; Huashou, L.; Junhao, Q.; Adela Jing, L.; Rongliang, Q. *Biomonitoring of glyphosate and aminomethylphosphonic acid: Current insights and future perspectives*. *J. Hazard. Mat.* 2024, 463: 132814.

Yeung, L.W.Y., Robinson, S.J., Koschorreck, J., Mabury, S.A., Part, I.I. A temporal study of PFOS and its precursors in human plasma from two German cities in 1982–2009. *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47 : 3875–3882. <https://doi.org/10.1021/es4004153>.

Zahm et al. (2024). Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid. *The Lancet Oncology*, 25, 1, 16-17.

Zhang, Z.-F.; Alomirah, H.; Cho, H.-S.; Li, Y.-F.; Liao, C.-Y.; Minh, T.-B. et al. Urinary bisphenol A concentrations and their implications for human exposure in several Asian countries. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45: 7044–50.

Zubero, M.B.; Aurrekoetxea, J.J.; Murcia, M.; Ibarluzea, J.M.; Goni, F.; Jimenez, C.; et al. Trends in serum organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the general population of Biscay, Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2015, 68: 476–488. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-014-0107-6>