

Umweltepidemiologische Studien zu PFAS

Arthur Kolbe (arthur.kolbe@ruhr-uni-bochum.de), Jürgen Hölzer (juegen.hoelzer@rub.de)
Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin, Ruhr-Universität Bochum

Abstract

PFOA (Perfluoroktansäure) und PFOS (Perfluoroktansulfonsäure) sind persistente fluororganische Verbindungen ohne natürliche Quelle, die heute weltweit in menschlichen Blutproben nachweisbar sind, überwiegend im ein- bis zweistelligen Mikrogramm/Liter ($\mu\text{g/l}$)-Bereich. Nach einer Kontamination des Trinkwassers im Hochsauerlandkreis wurden Humanbiomonitoring (HBM)-Untersuchungen durchgeführt, die 4- bis 8-fach erhöhte PFOA-Konzentrationen im Blut exponierter Bürgerinnen und Bürger im Vergleich zu unbelasteten Vergleichsregionen ergaben. Über 11 Jahre wiederholt durchgeführte Nachuntersuchungen lassen einen langsamen Rückgang der inneren PFOA-Belastung erkennen. Systematische umweltmedizinische Bewertungen humanepidemiologischer und tierexperimenteller Studien durch nationale und internationale Institutionen (ATSDR, EFSA, HBM-Kommission des Umweltbundesamtes) führten in den letzten Jahren zu einer deutlichen Senkung gesundheitlicher Leitwerte verschiedener PFAS.

1 Einleitung

1.1 PFAS: Terminologie, Produktion und Regulation

PFAS wird als Abkürzung für poly- und perfluorierte Alkylsubstanzen genutzt [Buck et al. 2011]. Zur Gruppe der PFAS gehören Perfluoralkylsäuren (PFAA), Fluorpolymere, Fluortelomeralkohole u.a. Die günstigen Eigenschaften perfluorierter Verbindungen (wasser-, schmutz- und fettabweisend, thermisch stabil) haben zu einem weit verbreiteten Einsatz geführt: fotografische Anwendungen, Galvanik, Feuerlöschmittel, Beschichtungen von Papier, Textilien und Lebensmittelkontaktmaterialien, die Produktion von Kosmetika, Arzneimitteln, Pestiziden und andere mehr. Eine natürliche Quelle ist nicht bekannt.

Leitsubstanzen der PFAS sind Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS). Sie sind als PBT-Stoffe (persistent, bioakkumulativ und toxisch) eingestuft. Die Stockholmer Konvention [2020] zu persistenten, organischen Umweltschadstoffen (POP) listet PFOS in Anhang B (Beschränkung), PFOA und Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) in Anhang A (Elimination). In der Europäischen Union wird derzeit ein Vorschlag diskutiert, um Herstellung, Vermarktung und Gebrauch nicht nur einzelner perfluorierter Verbindungen, sondern von PFAS als Stoffgruppe [ECHA 2023] zu beschränken. PFAS werden in diesem Vorschlag als Einzelstoffe definiert, die jeweils mehr als eine vollständig fluoridierte Methyl- oder Methylengruppe aufweisen.

1.2 Verbreitung

PFAS sind mittlerweile durch direkten und indirekten Eintrag in die Umwelt weltweit verbreitet. Der Nachweis erfolgte im Boden, in Oberflächengewässern, Luft und in pflanzlichen und tierischen Organismen und damit auch in einer Reihe von menschlichen Nahrungsmitteln [EFSA 2020]. In menschlichen Blutproben lassen sich PFAS weltweit nachweisen. Die meisten Daten zur Belastung des Menschen liegen für PFOA und PFOS, sowie PFHxS, PFNA (Perfluorononansäure) und einige weitere PFAA vor. Vestergren und Cousins publizierten eine Übersicht, nach der die mittlere PFOA-Belastung im Blut der Einwohner von Industrieländern bei 2 bis 8 $\mu\text{g/l}$ lag [2009]. Aktuelle Konzentrationen werden im Abschnitt 2.2 berichtet.

1.3 Aufnahmepfade

Kinetische Eigenschaften sind insbesondere für PFAA mit den Leitsubstanzen PFOA und PFOS beschrieben:

Die Aufnahme von PFAA erfolgt in der Allgemeinbevölkerung vor allem über die Nahrung. Kontaminiertes Trinkwasser kann dabei – je nach Konzentration – die enterale Aufnahme dominieren [Vestergren und Cousins 2009; Poothong et al. 2020]. Eine inhalative und dermale Aufnahme sind ebenso möglich, beide tragen aber meist nur zu einem geringen Anteil zur Gesamtaufnahme bei. Fluortelomeralkohole, die ebenfalls zu den PFAS gerechnet werden, können als Prekursorsubstanzen nach z.B. inhalativer Aufnahme im menschlichen Körper zu PFAA transformiert werden [Nabb et al. 2007; Nilsson et al. 2013a].

Sonderfälle stellen berufliche Expositionsszenarien dar. Bereits früh wurden erhöhte Konzentrationen in Blutproben von Beschäftigten der Fluorchemie publiziert [Ubel et al. 1980; Olsen et al. 2007]. In den letzten Jahren wurden weitere Berufe mit erhöhter Exposition gegenüber PFAA identifiziert (professionelle Skiwachsenanwender [Nilsson et al. 2013b]).

In humanepidemiologischen Studien werden gastrointestinale Resorptionsraten bis zu 100 % und dermale Resorptionsraten von etwa 50 % veranschlagt [Poothong et al. 2020]. Im menschlichen Körper reichern sich PFAA hauptsächlich im Blut, der Niere und der Leber an. Im Blut werden PFAA an Albumin gebunden und sind dort einer HBM-Untersuchung zugänglich.

Für die beiden Leitsubstanzen PFOA und PFOS gibt es aus tierexperimentellen Studien bisher keine Hinweise auf eine weitere Metabolisierung (Abbau) durch körpereigene Prozesse.

Die Ausscheidung von PFAA erfolgt über Urin und Faeces. In den Nierenglomeruli werden PFAA in den Primärharn filtriert und im Tubulussystem durch unterschiedliche Transportsysteme (organische Anionentransporter = OAT) resorbiert. Biliär sezernierte PFAA rezirkulieren im enterohepatischen Kreislauf. Bei Schwangeren erfolgt ein plazentarer Transfer von PFAA in den fetalen Blutkreislauf; Stillende sezernieren PFAA über die Muttermilch.

Für kürzerkettige PFAA werden beim Menschen Serum-Halbwertszeiten im Bereich von Tagen bis Monaten berichtet, wohingegen langkettige PFAA Halbwertszeiten im Bereich von mehreren Jahren aufweisen (PFOA: 2,3 bis 3,9 Jahre; PFOS: 1,9 bis 5,8 Jahre) [Olsen et al. 2007; Bartell et al. 2010; Brede et al. 2010].

2 PFAS in NRW

2.1 PFOA im Trinkwasser

Im Jahr 2006 wurden in Trinkwasserproben aus dem Hochsauerlandkreis erhöhte PFAS-Konzentrationen festgestellt. Hauptkomponente in Anteilen von 50 – 80 % war PFOA. Im Trinkwasser aus Wasserwerken, die Rohwasser aus Ruhr und Möhne entnahmen, fanden sich bis zu 0,52 µg PFOA/l [Skutlarek et al. 2006]. Ursache war das Aufbringen von PFAS-

haltigen Industrieabfällen in so genanntem „Bodenverbesserer“ auf landwirtschaftliche Flächen. PFOA wurde über Niederschläge aus dem Boden ausgewaschen und gelangten über Oberflächengewässer in das Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung. Eine ausführliche Beschreibung der großflächigen Kontaminationen und der vom Land eingeleiteten Maßnahmen findet sich in einem Bericht des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) [2011].

Etwa 40.000 Einwohner Arnbergs waren zwischen 2003 und 2006 von einer deutlich erhöhten Belastung des Trinkwassers mit PFOA betroffen. Rund vier Millionen weitere Bürger Nordrhein-Westfalens beziehen ihr Trinkwasser aus Wasserwerken entlang Möhne und Ruhr und waren ebenfalls - in geringerem Maße - gegenüber PFOA belastet. Die Trinkwasserbelastung wurde im Wesentlichen durch Aktivkohlefilterung (seit Juli 2006) sowie die Verminderung des weiteren Eintrags in Oberflächengewässer deutlich, zeitweilig unter die analytische Nachweisgrenze, gesenkt. Nach dem Bekanntwerden der PFOA-Kontamination in Oberflächengewässern NRW wurden Trinkwasseruntersuchungen in vielen Wasserwerken hinsichtlich PFOA und anderer PFAS durchgeführt, wobei der Schwerpunkt im Bereich der Möhne- und Ruhr-abhängigen Trinkwasserversorgungsgebiete lag (Abbildung 1).

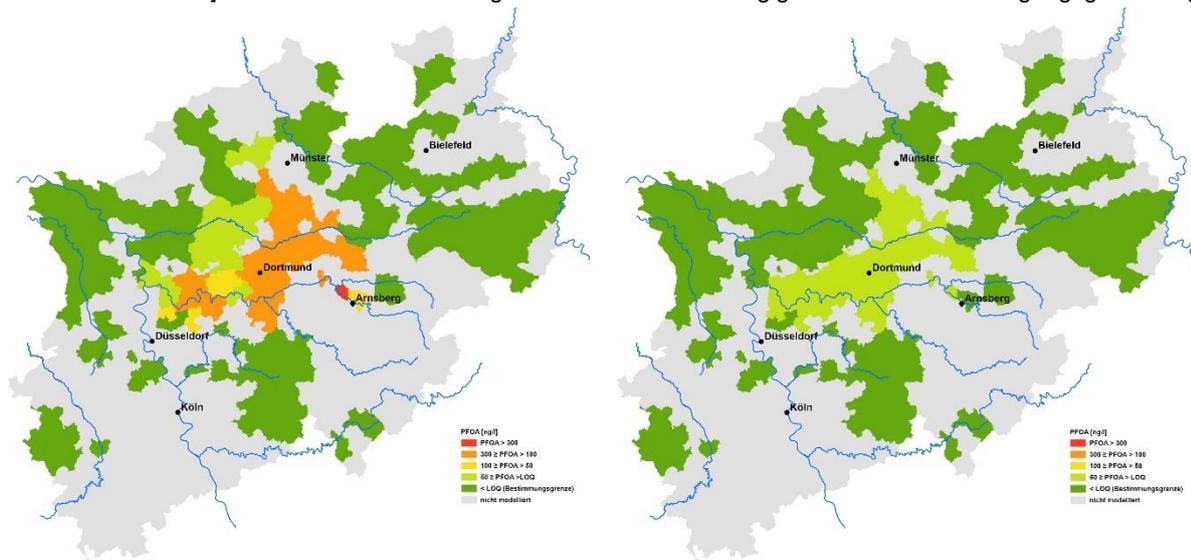


Abbildung 1: Maxima der PFOA-Konzentrationen [ng/l] in Postleitzahlgebieten NRWs von 2006 bis 2010 (links) sowie von 2011 bis 2014 (rechts). Daten aus Rathjens et al. [2020].

2.2 Humanbiomonitoring (HBM)-Studien in Arnberg, NRW

Die erhöhten PFOA-Konzentrationen im Trinkwasser Arnbergs waren der Anlass für umweltepidemiologische Studien, die vom LANUV finanziert wurden. Die Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität Bochum (RUB) führte die erste Querschnittstudie in Kooperation mit dem Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin der Universität Erlangen-Nürnberg und den Gesundheitsämtern im Jahr 2006 durch. Dabei wurden Mutter-Kind-Paare im Rahmen von Einschulungsuntersuchungen eingeladen und mit unbelasteten Vergleichspersonen aus Siegen verglichen. Zusätzlich wurden altersgeschichtete Zufallsstichproben aus

dem Einwohnermelderegister zur Auswahl von je 100 Männern aus Arnberg und dem unbelasteten Brilon gezogen.

Die Teilnahmebereitschaft war hoch. Im Blutplasma der 365 exponierten Personen wurden etwa 4 bis 8-fach höhere Konzentrationen im Vergleich zu 336 unbelasteten Vergleichspersonen gemessen [Hölzer et al. 2008]. Die niedrigste bei den exponierten Müttern gemessene PFOA-Konzentration lag oberhalb des 90. Perzentils der Vergleichsgruppe (Abbildung 2).

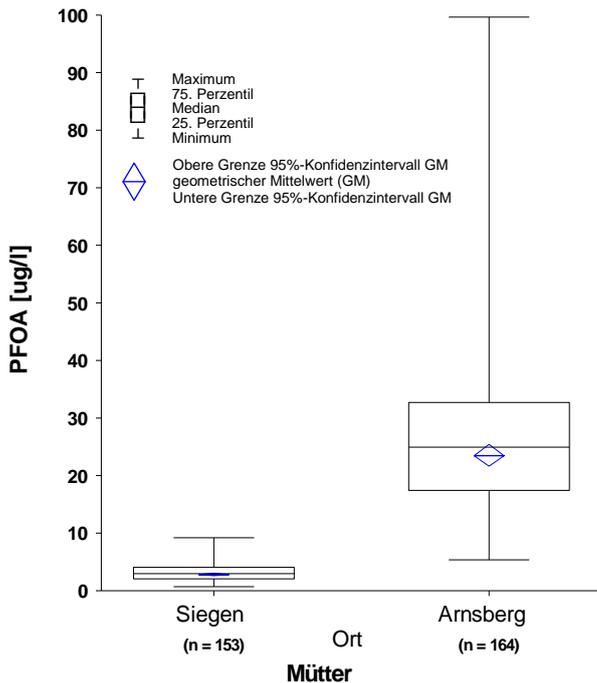


Abbildung 2: PFOA-Konzentrationen im Blutplasma bei Müttern aus Arnsberg und Siegen 2006.

Die innere PFOA-Belastung steigt in den exponierten Bevölkerungsgruppen mit zunehmendem Trinkwasserkonsum deutlich an [Hölzer et al. 2008]. Die Arnsberger Kollektive wurden in den Jahren 2007, 2008, 2010, 2012 (teilweise) und 2017 wiederholt untersucht. Es zeigte sich, dass die PFOA-

Konzentrationen im Blut langsam abnahmen (Abbildung 3). Ein weiteres Ergebnis der umweltmedizinischen Studien war die erhöhte PFOS-Exposition über den Verzehr kontaminierter Fische bei Anglern.

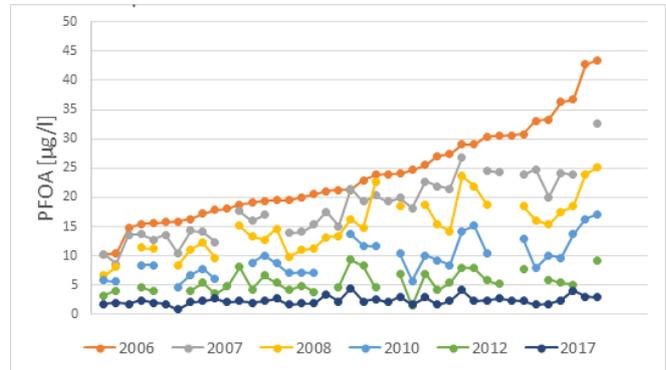


Abbildung 3: PFOA-Konzentration bei Kindern aus Arnsberg 2006-2017.

2.3 HBM-Daten im internationalen Vergleich

PFAS-Konzentrationen im Blut der Allgemeinbevölkerung werden in nationalen und internationalen HBM-Studien erhoben, darunter auch große, wiederholt durchgeführte repräsentative Studien wie der National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) in den USA. Im Vergleich zur Bevölkerung westlicher Industriestaaten weisen die Personen der Arnsberger Kohortenstudie auch im Jahr 2017 noch etwas erhöhte PFOA-Konzentrationen auf, während sich die Konzentrationen anderer PFAS auf einem vergleichbaren Niveau befinden (Tabelle 1).

Tabelle 1: PFAS-Konzentrationen im menschlichen Serum/Plasma [µg/l] der Arnsberger Kohorte und internationaler Studien (GM=geometrischer Mittelwert, P95=95. Perzentil, n=Anzahl Beobachtungen).

Studie	Arnsberg			EU HBM4EU [Govarts et al. 2023] 2014-2021 Jugendliche	USA NHANES [CDC 2018]		Kanada Health Canada [2021]		
	2017 Männer	2017 Frauen	2017 Jugendliche		2017-2018 Gesamt	2017-2018 Jugendliche	2018-2019 Gesamt	2018-2019 Jugendliche	
PFOA	GM	5,5	2,8	2,3	0,942	1,42	1,18	1,2	0,96
	P95	14,3	7,3	4,2	2,22	3,77	2,37	2,9	1,8
	n	59	77	51	1657	1929	313	2513	508
PFOS	GM	3,6	2	1,7	2,01	4,25	2,68	2,5	1,6
	P95	8,7	5,5	7,1	6,06	14,6	7,3	8,3	3,6
	n	59	77	51	1657	1929	313	2514	508
PFNA	GM	0,5	0,3	< 0,3	0,270	0,411	0,348	0,44	0,34
	P95	1,9	0,7	0,7	0,786	1,4	1,2	1,2	0,9
	n	59	77	51	1657	1929	313	2396	474
PFHxS	GM	1,4	0,5	0,4	0,341	1,08	0,866	0,76	0,53
	P95	2,8	1,2	0,8	1,20	3,7	3,4	4,0	1,8
	n	59	77	51	1657	1929	313	2514	508

3 Gesundheitliche Effekte

In den letzten Jahrzehnten weisen tierexperimentelle und humanepidemiologische Studien auf eine relevante chronische Toxizität der persistenten perfluorierten Verbindungen hin. PFOA und PFOS sind hierbei am besten untersucht. Die folgenden Endpunkte werden beschrieben: Entwicklungs-

toxizität (Verringerung des Geburtsgewichts, Verzögerung der Pubertätsentwicklung), Immuntoxizität (Verringerung der Immunantwort nach Impfungen), Beeinflussung des Lipidstoffwechsels (Erhöhung des LDL-Cholesterins) und weitere Assoziationen (Fertilität, Nieren- und Lebererkrankungen, Diabetes mellitus Typ II, u.a.).

Ausführliche Erläuterungen der tierexperimentellen und humanepidemiologischen Daten finden sich bei ATSDR [2021], EFSA [EFSA 2018, 2020] und in den Herleitungen für die HBM-Werte des Umweltbundesamtes [Hölzer et al. 2021; Schumann et al. 2021]. Auch die Kanzerogenität wurde bewertet (PFOA: possibly carcinogenic to humans, Group 2B [IARC 2017]).

3.1 Gesundheitliche Leitwerte: HBM-Werte (PFAS-Konzentrationen im Blut)

Auf der Basis der toxikologischen Daten leitete die Kommission Humanbiomonitoring des Umweltbundesamtes HBM-Werte für PFOA und PFOS ab. Der HBM-I-Wert kennzeichnet die Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei deren Unterschreitung nach dem aktuellen Stand der Bewertung durch die Kommission nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen ist und sich somit kein Handlungsbedarf ergibt [HBM-Kommission 1996]. Die HBM-I-Werte wurden mit 2 µg PFOA/l bzw. 5 µg PFOS/l festgelegt [HBM-Kommission 2016], jeweils bezogen auf Blutplasma. Im Unterschied zum HBM-I-Wert soll der HBM-II-Wert die Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium kennzeichnen, bei deren Überschreitung eine für die Betroffenen als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigung möglich ist (10 µg PFOA/l bzw. 20 µg PFOS/l; für Frauen im gebärfähigen Alter sind die Werte halb so hoch [HBM-Kommission 2020]).

Bei den exponierten Männern, Frauen und Jugendlichen der Kohortenstudie lag der geometrische Mittelwert der PFOA-Blutplasmakonzentration auch 11 Jahre nach Einleitung von Sanierungsmaßnahmen der Arnberger Trinkwasserversorgung oberhalb des HBM I-Wertes.

3.2 Gesundheitliche Leitwerte: PFAS-Konzentrationen in Lebensmitteln

Die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit EFSA senkte ihre Empfehlung für die zulässige Aufnahmemenge von 1,5 µg PFOA und 150 ng PFOS pro Kilogramm Körpergewicht pro Tag im Jahr 2008 auf 4,4 Nanogramm pro Kilogramm Körpergewicht pro Woche im Jahr 2020 für die Summe aus vier PFAS: Perfluoroktansäure (PFOA), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), Perfluorononansäure (PFNA) und Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS). Teile der europäischen Bevölkerung überschreiten diese Leitwerte (...“parts of the European population exceed this TWI, which is of concern“ [EFSA 2020]).

4 Schlussfolgerung

PFOA, PFOS und andere perfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren lassen sich weltweit in Blutproben der Bevölkerung nachweisen. Mit PFAS kontaminiertes Trinkwasser stellt einen relevanten Expositionspfad für die Allgemeinbevölkerung dar. Bedingt durch die langen Halbwertszeiten der längerkettigen perfluorierten Carbon- und Sulfonsäuren führt auch eine Beendigung der Exposition erst mit der Verzögerung mehrerer

Jahre zum Absinken der inneren Belastung. In tierexperimentellen und humanepidemiologischen Studien bereits im Niedrigdosisbereich beobachtete gesundheitliche Wirkungen der Leitsubstanzen PFOA und PFOS begründeten in den letzten Jahren eine Absenkung gesundheitlicher Leitwerte für Trinkwasser und Nahrungsmittel. Weil die Stoffgruppe der PFAS günstige Eigenschaften aufweist, die in zahlreichen Alltagsprodukten Anwendung finden, werden von der Industrie alternative fluorierte Verbindungen mit voraussichtlich geringerem toxikologischem Potential entwickelt. Ohne die derzeit in der EU diskutierte Regulation der Stoffgruppe wird deren Produktion und Einsatz zu einem weiteren Eintrag der persistenten Verbindungen in die Umwelt und damit zur Exposition des Menschen führen.

Literatur

- ATSDR (2021). Toxicological Profile for Perfluoroalkyls. Agency for Toxic Substances and Disease Registry <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200.pdf> . Zuletzt abgerufen am: 09.08.2023.
- Bartell, S. M., Calafat, A. M., Lyu, C., Kato, K., Ryan, P. B., Steenland, K. (2010). Rate of decline in serum PFOA concentrations after granular activated carbon filtration at two public water systems in Ohio and West Virginia. *Environ Health Perspect* 118(2): 222-8.
- Brede, E., Wilhelm, M., Göen, T., Müller, J., Rauchfuss, K., Kraft, M., Hölzer, J. (2010). Two-year follow-up biomonitoring pilot study of residents' and controls' PFC plasma levels after PFOA reduction in public water system in Arnberg, Germany. *Int J Hyg Environ Health* 213(3): 217-23.
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag* 7(4): 513-41.
- CDC (2018). Centers for Disease Control and Prevention - National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. <https://wwwn.cdc.gov/nchs/nhanes/continuousnhanes/overview.aspx?BeginYear=2017> . Zuletzt abgerufen am: 14.08.2023.
- ECHA (2023). Annex XV Restriction Report - Proposal for a Restriction - Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). <https://echa.europa.eu/documents/10162/f605d4b5-7c17-7414-8823-b49b9fd43aea> . Zuletzt abgerufen am: 11.08.2023.
- EFSA (2018). Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA Journal* 16(12): 1-295.
- EFSA (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 18(9): 1-391.

- Govarts, E., Gilles, L., Rodriguez Martin, L., Santonen, T., Apel, P., Alvito, P., et al. (2023). Harmonized human biomonitoring in European children, teenagers and adults: EU-wide exposure data of 11 chemical substance groups from the HBM4EU Aligned Studies (2014-2021). *Int J Hyg Environ Health* 249: 114119.
- HBM-Kommission (1996). Konzept der Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte in der Umweltmedizin. *Bundesgesundhbl.* 39(6): 221-224.
- HBM-Kommission (2016). HBM-I-Werte für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in Blutplasma - Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 59(10): 1362-1363.
- HBM-Kommission (2020). HBM-II-Werte für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in Blutplasma - Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 63: 356-360.
- Health Canada (2021). Sixth Report on Human Biomonitoring of Environmental Chemicals in Canada. www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/sixth-report-human-biomonitoring.html .
Zuletzt abgerufen am: 14.08.2023.
- Hölzer, J., Lilienthal, H., Schümann, M. (2021). Human Biomonitoring (HBM)-I values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) - description, derivation and discussion. *Regul Toxicol Pharmacol* 121: 104862.
- Hölzer, J., Midasch, O., Rauchfuss, K., Kraft, M., Reupert, R., Angerer, J., Kleeschulte, P., Marschall, N., Wilhelm, M. (2008). Biomonitoring of perfluorinated compounds in children and adults exposed to perfluorooctanoate-contaminated drinking water. *Environ Health Perspect* 116(5): 651-7.
- IARC (2017). Some chemicals used as solvents and in polymer manufacture: Perfluorooctanoic acid. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol110/mono110.pdf>. Zuletzt abgerufen am: 15.5.2018.
- LANUV (2011). LANUV-Fachbericht 34. Verbreitung von PFT in der Umwelt. Ursachen – Untersuchungsstrategie – Ergebnisse – Maßnahmen. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe34/fabe34start.htm> .
- Nabb, D. L., Szostek, B., Himmelstein, M. W., Mawn, M. P., Gargas, M. L., Sweeney, L. M., Stadler, J. C., Buck, R. C., Fasano, W. J. (2007). In vitro metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicol Sci* 100(2): 333-44.
- Nilsson, H., Karrman, A., Rotander, A., van Bavel, B., Lindstrom, G., Westberg, H. (2013a). Biotransformation of fluorotelomer compound to perfluorocarboxylates in humans. *Environ Int* 51: 8-12.
- Nilsson, H., Karrman, A., Rotander, A., van Bavel, B., Lindstrom, G., Westberg, H. (2013b). Professional ski waxers' exposure to PFAS and aerosol concentrations in gas phase and different particle size fractions. *Environ Sci Process Impacts* 15(4): 814-22.
- Olsen, G. W., Burriss, J. M., Ehresman, D. J., Froehlich, J. W., Seacat, A. M., Butenhoff, J. L., Zobel, L. R. (2007). Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environ Health Perspect* 115(9): 1298-305.
- Poohong, S., Papadopoulou, E., Padilla-Sanchez, J. A., Thomsen, C., Haug, L. S. (2020). Multiple pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs): From external exposure to human blood. *Environ Int* 134: 105244.
- Rathjens, J., Becker, E., Kolbe, A., Ickstadt, K., Holzer, J. (2020). Spatial and temporal analyses of perfluorooctanoic acid in drinking water for external exposure assessment in the Ruhr metropolitan area, Germany. The 'PerSpat'-Project. *Stochastic Environ Res Risk Assess* 35: 1127-1143.
- 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. *Regul Toxicol Pharmacol* 121: 104868.
- Skutlarek, D., Exner, M., Farber, H. (2006). Perfluorinated surfactants in surface and drinking waters. *Environ Sci Pollut Res Int* 13(5): 299-307.
- Stockholm Convention (2020). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) - Text and Annexes - Revised in 2019. <https://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx> .
Zuletzt abgerufen am: 11.08.2023.
- Ubel, F. A., Sorenson, S. D., Roach, D. E. (1980). Health status of plant workers exposed to fluorochemicals--a preliminary report. *Am Ind Hyg Assoc J* 41(8): 584-9.
- Vestergren, R., Cousins, I. T. (2009). Tracking the pathways of human exposure to perfluorocarboxylates. *Environ Sci Technol* 43(15): 5565-75.

Korrespondenzadresse

PD Dr. med. Jürgen Hölzer
Ruhr-Universität Bochum
Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin
Gebäude A Nord, Ebene 1
Universitätsstraße 150
44801 Bochum
Tel.: 0234 32 27365
Fax: 0234 32 06994
E-Mail: juergen.hoelzer@rub.de