

RHEINISCH-WESTFÄLISCHE TECHNISCHE HOCHSCHULE AACHEN

Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin

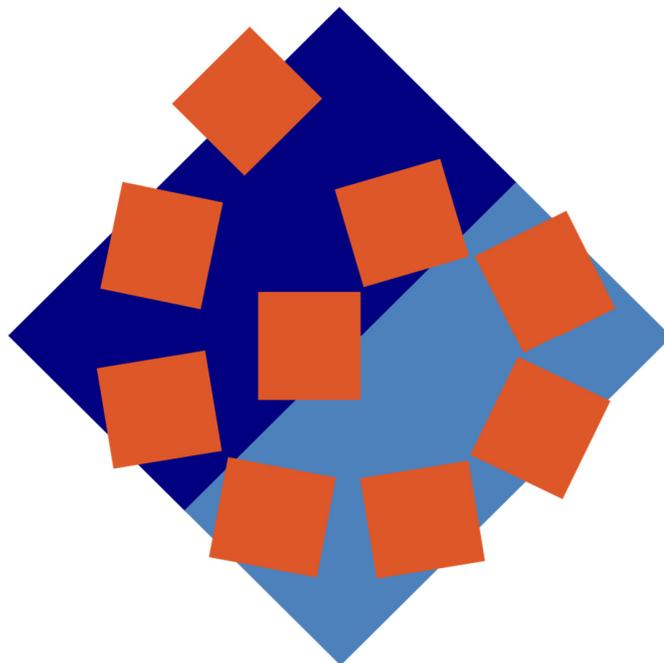
Uniklinik RWTH Aachen

Direktor: Univ.-Prof. Dr. med. Thomas Kraus

Abschlussbericht

BEPSI

Biomonitoring in Ennepetal nach PCB- Freisetzung aus der Silikon-Industrie



Kontaktadresse:

Institut für Arbeits-, Sozial und Umweltmedizin

Universitätsklinikum RWTH Aachen

Pauwelsstraße 30

D-52074 Aachen

Tel.: ++49 (0)241 80 88880

Fax.: ++49 (0)241 80 82587

Email: arbeitsmedizin@ukaachen.de

Web: <https://www.ukaachen.de/kliniken-institute/institut-fuer-arbeits-sozial-und-umweltmedizin/institut/ueber-uns/>

Inhalt

Zusammenfassung.....	3
1. Hintergrund	3
2. Zugangskriterien und Teilnehmer	5
Geographische Verteilung	7
3. Humanbiomonitoring	8
Referenzwerte der einzelnen PCB-Kongenere	8
Gesundheitsbezogene Bewertung – HBM-Werte	9
4. Ergebnisse.....	10
Räumliche Darstellung der Ergebnisse.....	11
Anamneseergebnisse	12
Berichtete gesundheitliche Beeinträchtigungen.....	12
5. Bewertung der Ergebnisse	13
Statistische Einordnung.....	14
6. Finanzierung der Studie.....	14
7. Registrierung in einem öffentlich zugänglichen Studienregister	14
8. Unterschriften	15
Literaturverzeichnis.....	16

Zusammenfassung

Im August 2019 wurden bei Schadstoffmessungen des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) des Landes Nordrhein-Westfalen in einem Gewerbegebiet des Ennepetaler Stadtteils Oelkinghausen und im benachbarten Stadtteil Büttenberg erhöhte Werte für spezielle tetrachlorierte Polychlorierte Biphenyle (PCBs) in Pflanzen (Grünkohl und Löwenzahn) festgestellt. Dementsprechend wurde eine Verzehrwarnung für Gemüse und Obst aus dem eigenen Garten für die dort lebenden Bewohner*Innen durch das LANUV ausgesprochen.

Als Verursacher konnte eine Silikonkautschuk-produzierende Firma im Stadtteil Oelkinghausen identifiziert werden. Hier konnten im Rahmen der Verwendung des Radikalstarters 2,4-Dichlorbenzoylperoxid (DCIBP) sogenannte non-Aroclor PCBs, namentlich PCB 47, 68 und 51, entstehen. Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, festzustellen, in wie weit der Eintrag in die Umwelt zu einer Belastung der Ennepetaler Bevölkerung in den betroffenen Stadtteilen Oelkinghausen und Büttenberg geführt hat. Hierzu wurde nach Absprache zwischen dem Gesundheitsamt des Ennepe-Ruhr-Kreises, dem LANUV und dem Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin (IASU) eine Humanbiomonitoring (HBM) -Studie initiiert. Teilnahmeberechtigt waren Kinder und Jugendliche von 6 bis 17 Jahren sowie Frauen bis 49 Jahren bzw. mit noch bestehendem Kinderwunsch. Ausgeschlossen waren Personen, die nicht mindestens 5 Jahre im Gebiet wohnen.

Insgesamt 111 Personen haben das Angebot eines HBM wahrgenommen, davon 38 Kinder und Jugendliche unter 18 Jahren. Es wurden die Indikatorkongenere PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180 sowie die non-Aroclor-PCBs 47, 68 und 51 bestimmt.

Bei keiner der teilnehmenden Personen wurde der für eine gesundheitliche Gefährdung maßgebliche HBM-I-Wert von 3,5 µg/L Plasma überschritten. Bei einer Person, welche in räumlicher Nähe zum Emittenten wohnte, konnte PCB 47 in geringen Mengen im Blut nachgewiesen werden. In der Summe gab die Höhe der Belastung jedoch gesundheitlich keinen Anlass zur Besorgnis. Bei 3 weiteren Personen fand sich PCB 52, bzw. PCB 28 im Blut in Konzentrationen, welche knapp den jeweiligen Referenzwert überschritten. Diese leicht erhöhten Belastungen stammten mit hoher Wahrscheinlichkeit aus einem Aufenthalt in einem PCB belasteten Innenraum und gaben gesundheitlich ebenfalls keinen Anlass zur Besorgnis. Auch bei diesen Personen wurde der HBM-I-Wert nicht überschritten.

1. Hintergrund

Im August 2019 wurden bei Schadstoffmessungen des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) des Landes Nordrhein-Westfalen in einem Wohn- und Gewerbegebiet in Ennepetal erhöhte Werte für die tetrachlorierten Polychlorierte Biphenyle (PCBs) 47, 51 und 68 in Böden und Pflanzen festgestellt. Dementsprechend wurde eine Verzehrwarnung für Gemüse und Obst aus dem eigenen Garten für die dort lebenden Bewohner*Innen durch das LANUV ausgesprochen.

Als Verursacher dieser unerwarteten Emissionen stellte sich eine nahegelegene, Silikonkautschuk-produzierende Firma heraus. Bei der Produktion von Silikonkautschuk wird in dieser Firma als Radikalstarter 2,4-Dichlorbenzoylperoxid (DCIBP) eingesetzt, bei dessen Zerfall sich diese PCBs bilden

können. Die resultierende Umweltkontamination mit PCBs führte aufgrund der kanzerogenen Eigenschaften dieser Stoffklasse zu einer erheblichen Verunsicherung der Anwohner*Innen und Mitarbeiter*Innen der Firma.

Bei der Produktion von Silikonkautschuk entstehen selektiv nur drei mögliche PCB-Kongenere (PCB 47, PCB 68 und PCB 51) nach dem folgenden Schema:

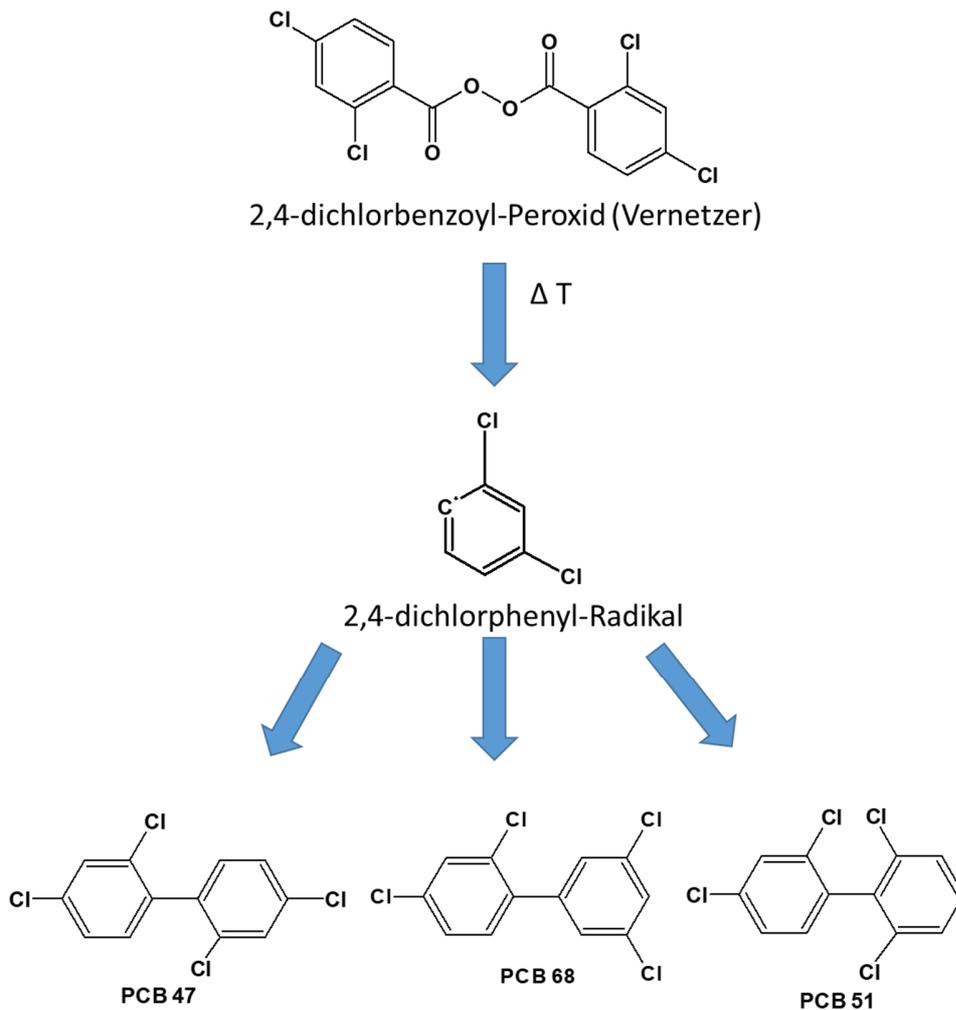


Abb.1: Bildung von PCB 47, PCB 68 und PCB 51 bei der Verarbeitung von Silikonkautschuk mit 2,4-Dichlorbenzoylperoxid als Vernetzer.

PCBs werden als Gruppe von der IARC als Humankarzinogene eingestuft (Lauby-Secretan, Loomis et al. 2013). Ihre Bedeutung leitet sich von ihrer Persistenz in der Umwelt, ihrer weiträumigen Verbreitung und ihrer guten Fettlöslichkeit ab. Die Aufnahme von PCBs kann beim Menschen in Abhängigkeit von der aufgenommenen Dosis Gesundheitsschäden hervorrufen. So wurden bei hoch exponierten Arbeiter*Innen in der Vergangenheit u.a. Hautveränderungen, Empfindungsstörungen der Gliedmaßen, sogenannte periphere Polyneuropathien und Funktionsstörungen der Schilddrüse, festgestellt. In der Allgemeinbevölkerung wurden Kinder als empfindlichste Gruppe erkannt, die schon bei erheblich niedrigeren Konzentrationen neuropsychologische und immunologische Entwicklungsstörungen zeigten.

Die individuelle Aufnahme von PCBs kann über die Messung der entsprechenden Kongenere im Blutplasma quantifiziert werden. Dabei besteht ein Fließgleichgewicht zwischen der Konzentration der gespeicherten PCBs im Fettgewebe und der Konzentration im Blut. Die hohe Persistenz einiger PCB-Kongenere führt zu einer Anreicherung im Fettgewebe, was zu einer altersabhängigen Hintergrundbelastung im Blut der Allgemeinbevölkerung führt.

Für umweltbedingt exponierte Personen der Allgemeinbevölkerung wurden von der Kommission Humanbiomonitoring des Umweltbundesamts sogenannte Humanbiomonitoring-Werte festgelegt, die besonders Schwangere, Frauen im gebärfähigen Alter sowie Kinder und Jugendliche vor den gesundheitlichen Folgen einer PCB-Exposition schützen sollen. Der HBM-I-Wert liegt bei 3,5 µg/L Plasma, berechnet als Summe der hochchlorierten PCBs (PCB 138, PCB 153 und PCB 180, multipliziert mit dem Faktor 2), der HBM-II-Wert, ab dem gesundheitliche Folgen möglich sind, entsprechend bei 7 µg/L Plasma.

Im speziellen Fall sind die hier in Ennepetal auftretenden PCB-Kongenere kein Bestandteil der üblicherweise am Arbeitsplatz bzw. in der Umwelt vorhandenen PCB-Mischungen. Deshalb ist es gerade im vorliegenden Fall notwendig, sowohl die umweltbedingte Hintergrundbelastung als auch die „silikon-spezifischen“ Kongenere PCB 47, PCB 68 und PCB 51 im Plasma der betroffenen Bevölkerung zu quantifizieren, um die Aufnahme der PCBs im betroffenen Gebiet vollständig bewerten zu können.

Anlässlich einer Telefonkonferenz mit Vertretern*Innen des Ennepe-Ruhr-Kreises und des LANUV am 18.02.2021 wurde vereinbart, im Rahmen eines Forschungsprojektes die individuelle PCB-Aufnahme von Anwohnern*Innen des betroffenen Industriegebietes zu bestimmen. Dazu wurde der Bevölkerung ein Humanbiomonitoring zur Bestimmung der individuellen PCB-Gehalte im Blutplasma angeboten. Diese Maßnahme wurde in den betroffenen Ortsteilen Oelkinghausen und Büttenberg den besonders vulnerablen Gruppen angeboten. Dies sind Kinder und Jugendliche, sowie Frauen im gebärfähigen Alter, die nicht selbst eine besonders vulnerable Gruppe bilden, ihre Belastung jedoch im Rahmen von Schwangerschaft und Stillzeit an Säuglinge weitergeben können. Individuelle Einflussfaktoren auf die Exposition wie die Nähe des Wohnortes zur silikonverarbeitenden Firma oder Verzehr selbst angebauten Gemüses wurden über einen Fragebogen erfasst, den die Studienteilnehmer*Innen vor der Blutentnahme ausfüllten.

2. Zugangskriterien und Teilnehmer

Es konnten Bewohner*Innen der betroffenen Stadtteile Oelkinghausen und Büttenberg, in denen auch die Verzehrempfehlung des LANUV besteht, teilnehmen. Mit Bezug zu den HBM I- und II Werten wurden die Gruppe der Kinder ab 6 Jahre bzw. ab Schuleintritt und Frauen im gebärfähigem Alter bzw. noch mit Kinderwunsch bis 49 Jahren die Teilnahme ermöglicht. Ausgeschlossen waren Personen, die nicht mindestens 5 Jahre im Gebiet wohnen.

Diese Selektionskriterien wurden mit Vertretern des Kreises, der Bürgerinitiative und des LANUV abgestimmt.

Nach dem Bekanntmachen der Studie durch den Ennepe-Ruhr-Kreis (ER-K) und die Bürgerinitiative konnten sich die Betroffenen beim Gesundheitsamt des ER-K melden. Nach Prüfung der Zugangsvoraussetzungen wurde den Bürger*Innen ein Link zu einem Online-Fragebogen zugesandt, in

welchem die eine potentielle PCB-Belastung beeinflussenden Lebens- und Ernährungsgewohnheiten erfragt wurden (s. Anlage 1 – Fragebogen). Wurde der Fragebogen vollständig ausgefüllt, konnten die Bürger*Innen in einem Online-Portal einen Termin für eine Blutentnahme für sich bzw. ihre Kinder buchen. Zunächst wurden 2 Buchungstermine freigegeben. Mit Füllen dieser Termine konnten weitere Termine freigeschaltet werden. Insgesamt erwiesen sich 3 Untersuchungstermine (26.10.2021, 28.10.2021 und 15.11.2021) als ausreichend. Zugangsberechtigt zur Studie waren in Büttenberg N = 1384 Bürger*Innen und in Oelkinghausen N = 136 (Gesamt-N = 1520). Von diesen Berechtigten meldeten sich nach mehreren Aufrufen N = 183 Personen (davon N = 166 Berechtigte) zur Teilnahme an. Von diesen wurden 149 ausgefüllte Fragebogen zurückgesandt. Von diesen wieder haben insgesamt 111 Personen an der Studie teilgenommen; davon waren 38 Kinder und Jugendliche (davon 14 jünger als 10 Jahre).

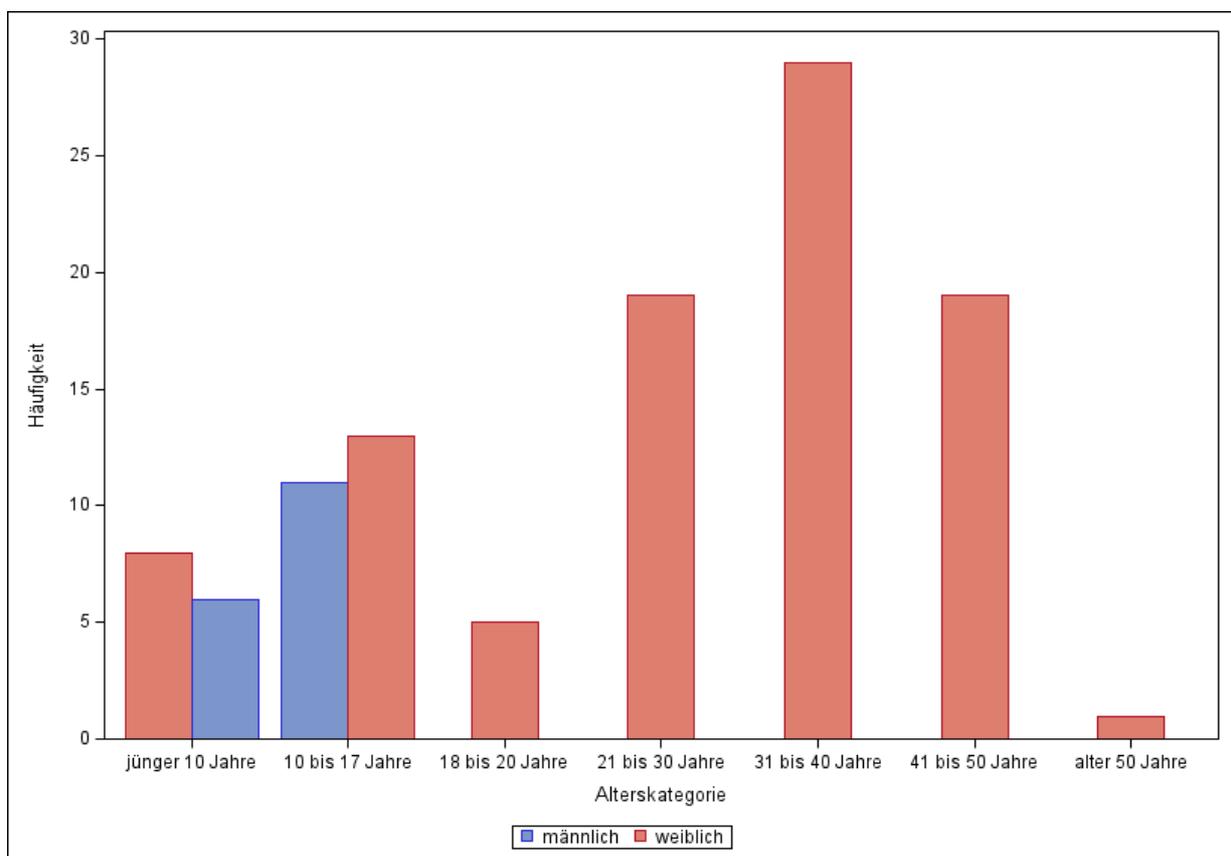


Abbildung 1: Teilnehmende Personen nach Alterskategorie und Geschlecht

Geographische Verteilung

Die Verteilung der Teilnehmer*Innen auf das Stadtgebiet wurde anhand der gemeldeten Adressen erfasst.

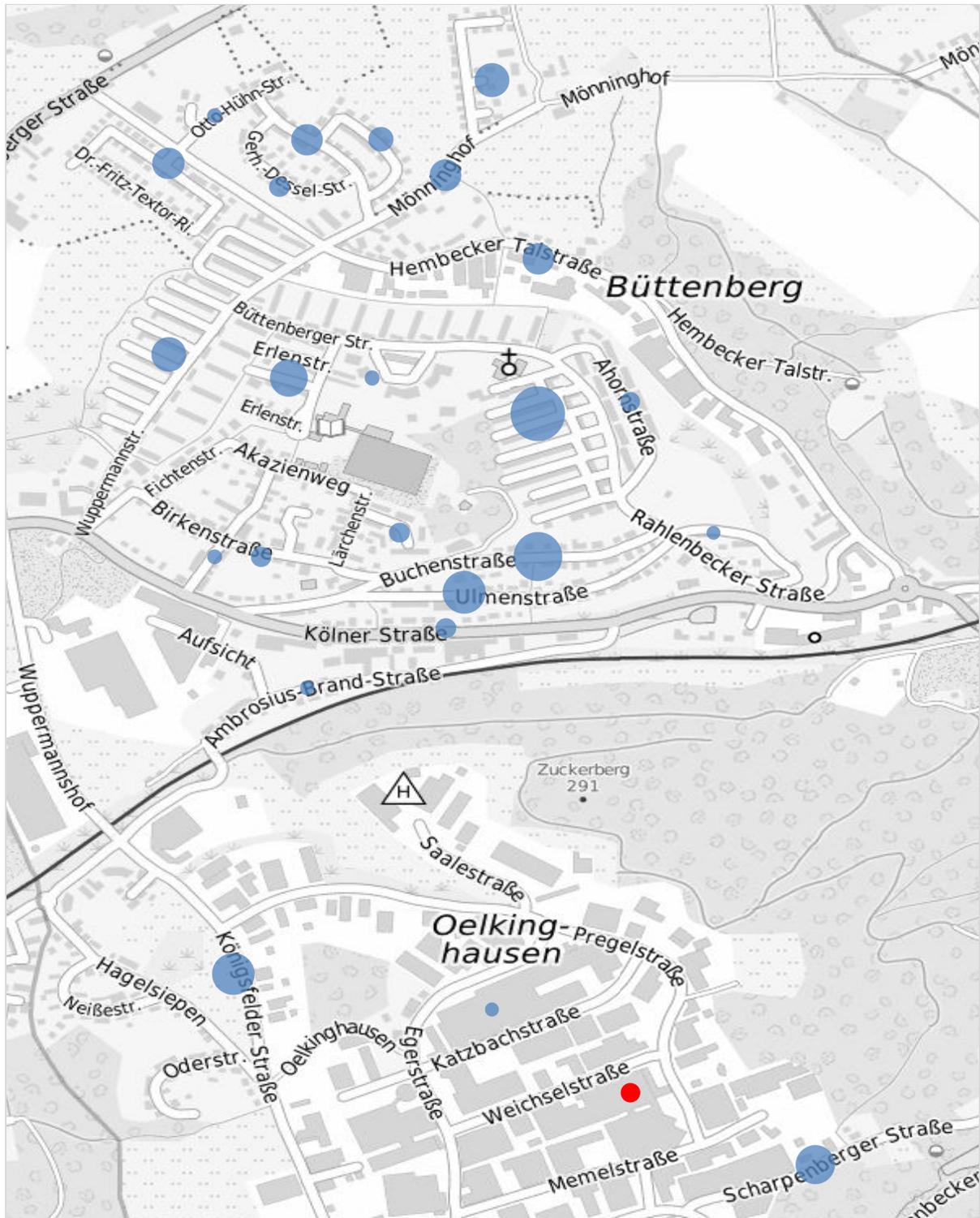


Abb. 1: Verteilung der Teilnehmer; Kreisdurchmesser entspricht Anzahl. Emittent = ●

3. Humanbiomonitoring

Die Entnahme der Blutproben erfolgte durch Personal und in den Räumen der Helios Klinik Schwelm, welche in unmittelbarer Nachbarschaft der Wohngebiete liegt. Für Fragen der Teilnehmer*Innen im Rahmen des Aufklärungsgesprächs waren Ärzte*Innen des IASU zu allen Terminen vor Ort. Den erwachsenen Teilnehmerinnen und Jugendlichen ab 16 Jahren wurde 9 ml EDTA-Blut entnommen. Kindern und Jugendlichen unter 16 Jahren wurde je nach Körpergröße 3 oder 6 ml EDTA-Blut entnommen. Der Probentransport erfolgte tagesgleich zum toxikologischen Labor des IASU nach Aachen. Dort wurden die Proben am gleichen Tage zentrifugiert (800 g) und das überstehende Plasma in vorher gereinigte Glasröhrchen abpipettiert und bis zur endgültigen Analyse bei – 20 Grad eingefroren.

Die Analyse der Plasma-Proben erfolgte mittels eines von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geprüften Analysenverfahrens (Schettgen, Esser et al. 2022). 2 ml Plasma werden mit 2 ml vorher gereinigter Ameisensäure versetzt, geschüttelt und dadurch homogenisiert. Die Analyten werden anschließend in Iso-Octan extrahiert. Die Extrakte werden anschließend mittels Silikagel aufgereinigt und unter Stickstoff aufkonzentriert. Nach kapillargaschromatographischer Trennung werden die Analyten mittels massenselektiver Detektion im SIM-Modus quantifiziert. Verwendet wurde ein Gaschromatograph 8890 mit Split-/Splitless-Injektor, gekoppelt mit einem Massenspektrometer 5975C der Firma Agilent.

Für die Kalibrierung des Verfahrens werden Vergleichsstandards in Rinderserum angesetzt, die in der gleichen Weise aufgearbeitet und vermessen werden wie die zu analysierenden Proben. Als interner Standard dienen entsprechend ¹³C-markierte PCB-Kongenerere, die den Proben und Vergleichsstandards vor der Analyse zugesetzt werden. Die interne Qualitätskontrolle erfolgt mit Hilfe einer dotierten Rinderserum-Probe, die bei jeder Analysenserie mitgeführt wird. Die so ermittelten Schwankungen des Analyseergebnisses reichen von 2,8 % bis zu 6,3 %, abhängig vom jeweiligen PCB-Kongenerere. Die externe Qualitätssicherung des Verfahrens wird durch die zweimal jährliche, erfolgreiche Teilnahme an Ringversuchen zur Bestimmung von PCBs in Plasma im umweltmedizinischen Konzentrationsbereich sichergestellt. Entsprechende Ringversuchs-Zertifikate des Labors liegen vor.

Referenzwerte der einzelnen PCB-Kongenerere

Für die Beurteilung der Messwerte im Plasma für die umweltbedingte Exposition gegenüber den höher chlorierten Kongenerere PCB 138, 153 und 180 wurden die von der Kommission Humanbiomonitoring des Umweltbundesamts veröffentlichten Referenzwerte der Allgemeinbevölkerung sowie an großen Kollektiven ermittelte laborinterne Vergleichswerte herangezogen (Schettgen, Alt et al. 2015). Für die niedriger chlorierten Indikatorkongenerere PCB 28, 52 und 101 im Plasma liegen keine repräsentativen Daten aus großangelegten epidemiologischen Studien zur Hintergrundbelastung in Deutschland vor. Für diese Kongenerere wurde der berufliche Arbeitsstoff Referenzwert (BAR) (Kraus and Rettenmeier 2012) zur Beurteilung herangezogen, d.h. der Blut-Wert, bei dessen Überschreitung von einer zusätzlichen Exposition (etwa aus dem Innenraum durch Aufenthalt in PCB-belasteten öffentlichen Gebäuden) ausgegangen werden kann.

Für die silikonspezifischen Kongenerere PCB 47, 68 und 51 liegen ebenfalls keine repräsentativen Daten zur Hintergrundbelastung in Deutschland vor. Aus unseren bisherigen Untersuchungen in Plasma-Proben der Allgemeinbevölkerung lässt sich schließen, dass für diese Kongenerere keine Hintergrundbelastung in der

Allgemeinbevölkerung vorliegt (n=57). Alle seit 2020 erhobenen Messwerte unseres Labors bei Personen ohne Bezug zur Silikon-Industrie lagen für diese Kongenere unterhalb der Nachweisgrenze unserer analytischen Methode von 0,01 µg/L Plasma. Demnach musste beim Nachweis dieser Kongenere im Plasma der betroffenen Personen von einer zusätzlichen Aufnahme ausgegangen werden.

Gesundheitsbezogene Bewertung – HBM-Werte

Aktuell wird zur Abschätzung potenzieller gesundheitlicher Folgen nach Aufnahme von PCB aus der Umwelt der HBM-Wert zur Beurteilung herangezogen (Kommission-Humanbiomonitoring 2016). Dieser gilt für Frauen im gebärfähigen Alter und Kinder und wurde wie folgt festgesetzt unter der Prämisse, dass die Gesamtbelastung mit PCBs etwa doppelt so hoch wie die Summe der drei hochchlorierten PCB-Kongenere sei:

$$1) \quad (PCB\ 138 + PCB\ 153 + PCB\ 180) \times 2 = PCB_{HBM-Summe}$$

Für den HBM-I-Wert wurde als Grenze 3,5 µ/L Plasma abgeleitet. Unterhalb dieses Wertes wird davon ausgegangen, dass gesundheitliche Beeinträchtigungen nicht zu erwarten sind. Für den HBM-II-Wert wurde ein PCB-Gehalt von 7 µg/L Plasma als Grenze bestimmt. Für die betroffenen Risikogruppen ist bei Überschreitung eine als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigung möglich. Die Kommission Human-Biomonitoring legte im Jahr 2012 bei der Festsetzung der beiden HBM-Werte für ihre Risikoabschätzung die in der Fachliteratur beschriebenen und als nicht reversibel angesehenen neurotoxischen und immuntoxischen Effekte zugrunde.

Im hier vorliegenden Fall wurden die bei der Silikonproduktion unter bestimmten Voraussetzungen entstehenden non-Aroclor-Kongenere PCB 47, PCB 68 und PCB 51 zusätzlich zu den gemessenen und mit Faktor 2 multiplizierten drei hochchlorierten Kongeneren hinzuaddiert, um eine Gesamtbelastung abzuschätzen.

$$2) \quad (PCB\ 138 + PCB\ 153 + PCB\ 180) \times 2 + (PCB\ 47 + PCB\ 68 + PCB\ 51) = PCB_{Gesamtgehalt}$$

In der Anlage 2 ist eine Übersicht der Referenzwerte und der HBM-Summe beigelegt.

4. Ergebnisse

Die Kennzahlen der Ergebnisse des Humanbiomonitorings sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

PCB	N	Min.	Max.	Median	Mittelwert	Std.abw.	95. Perzentil	IQR	N > REF	N < REF
PCB28	111	0.005	0.031	0.005	0.006	0.004	0.014	0.000	1	110
PCB52	111	0.005	0.011	0.005	0.005	0.001	0.005	0.000	2	109
PCB101	111	0.005	0.005	0.005	0.005	0.000	0.005	0.000	0	111
PCB138	111	0.005	0.337	0.055	0.071	0.058	0.211	0.043	0	111
PCB153	111	0.011	0.444	0.075	0.098	0.078	0.259	0.069	0	111
PCB180	111	0.005	0.298	0.048	0.067	0.059	0.200	0.050	0	111
PCB Σ (hcl)	111	0.038	1.002	0.195	0.252	0.190	0.656	0.170	0	111
HBM Σ	111	0.047	1.975	0.354	0.471	0.378	1.282	0.323	0	111
HBM Σ BIW	111	0.062	1.990	0.369	0.486	0.378	1.297	0.323	0	111
PCB47	111	0.005	0.012	0.005	0.005	0.001	0.005	0.000	1	110
PCB51	111	0.005	0.005	0.005	0.005	0.000	0.005	0.000	0	111
PCB68	111	0.005	0.005	0.005	0.005	0.000	0.005	0.000	0	111

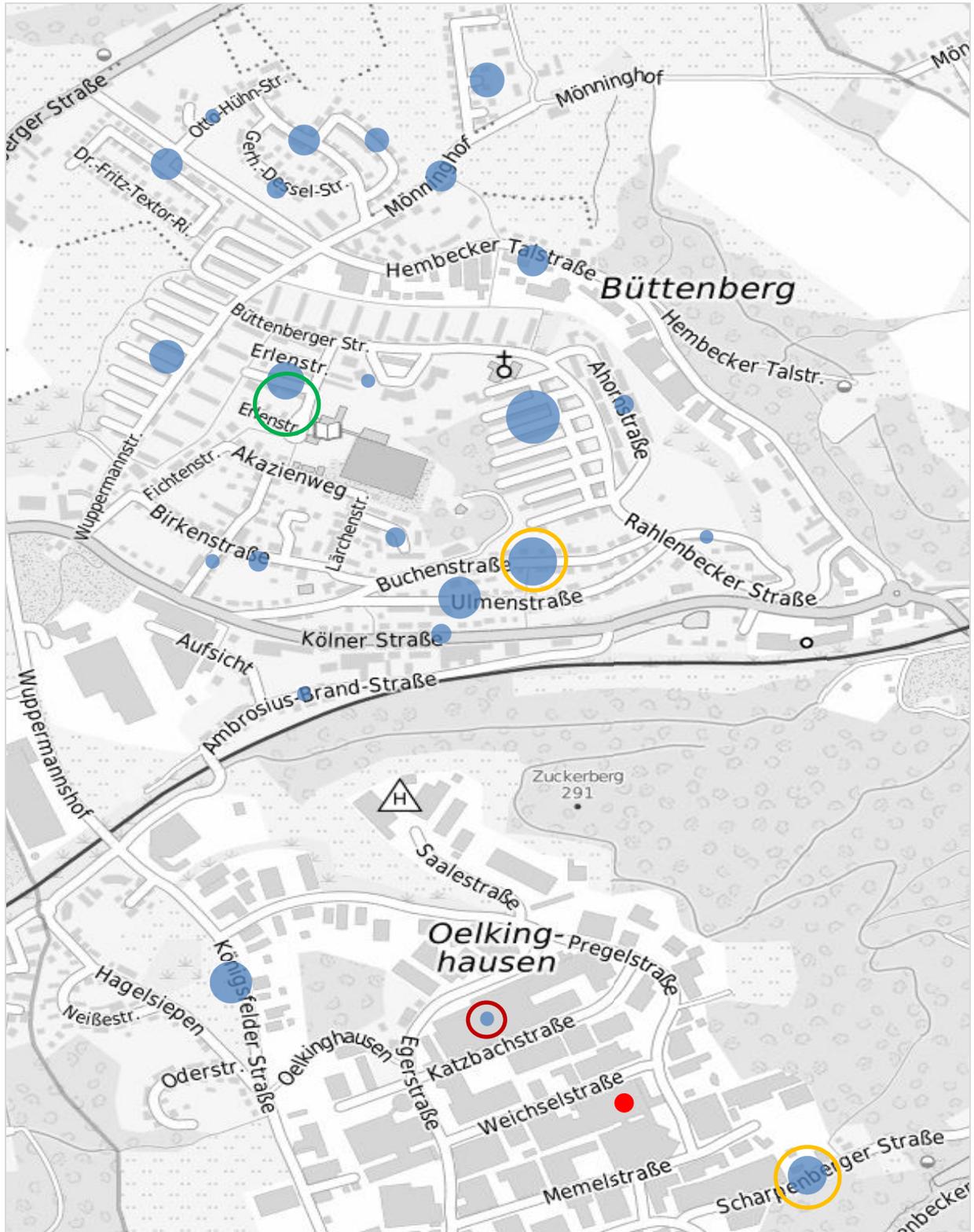
N=Anzahl | Std.abw.=Standardabweichung | IQR = Interquartilsabstand | REF = Referenzwert

Tabelle1: Ergebnisse des HBM

Keine der Teilnehmer*Innen reichte dabei an den maßgeblichen HBM-I Wert von 3,5 µg/L Plasma heran. Auch unter Hinzuzählen der Kongenere PCB 47, 66 und 51 lag der maximale Wert bei 1,990 µg/ Plasma. Im Mittel betrug die HBM-Summe zuzüglich der 3 non-Aroclor-Kongenere 0,486 µg/L Plasma (Median 0,369 µg/L Plasma). Von den 3 non-Aroclor-Kongeneren konnte lediglich bei einer Teilnehmerin PCB 47 mit 0,012 µg/L oberhalb der Nachweisgrenze detektiert werden. In der weiteren Betrachtung der einzelnen Messergebnisse je Kongener wurde bei zwei weiteren Teilnehmerinnen mit 0,010 bzw. 0,011 µg/L Plasma PCB 52 nachgewiesen. Dies entspricht dem BAR-Wert, bzw. liegt minimal darüber. PCB 28 konnte bei insgesamt 19 Teilnehmer*Innen im Blut nachgewiesen werden. Jedoch lag nur der Wert einer Teilnehmerin mit 0,031 µg/L Plasma geringfügig über dem BAR-Wert.

Die von jedem Menschen üblicherweise mit der Nahrung aufgenommenen, höher chlorierten Indikator-Kongenere PCB 138, 153 und 180 konnten bei allen Teilnehmer*Innen im Blut nachgewiesen werden. Jedoch lagen die Messergebnisse bei allen Proben unterhalb des altersspezifischen Vergleichswertes in der Allgemeinbevölkerung (HBM-Kommission des Umweltbundesamtes bzw. Schettgen et al 2015).

Räumliche Darstellung der Ergebnisse



Emittent = ● | PCB 28 > BAR = ● | PCB 52 > BAR = ● | PCB 47 Nachweis = ●

Abb. 2: räumliche Darstellung der Ergebnisse

Anamneseergebnisse

Von allen Teilnehmer*Innen gab eine Person an, mit einer beim Emittenten beschäftigten Person in einem Haushalt zu leben. Diese Teilnehmer*in wies keine auffälligen PCB Werte auf. Bei 4 Teilnehmer*Innen war nicht bekannt, ob ein früherer Kontakt zu PCB stattgefunden hat. Alle 4 wiesen keine auffälligen PCB Werte auf. Alle anderen Teilnehmer*Innen gaben an, keinen Kontakt zu PCB gehabt zu haben. Angaben zu Aufenthalt im Garten machten 103 Teilnehmer*innen (MW = 9,7 Std./Woche; Median= 7 Std./Woche; 0 bis 50 Std. /Woche), Angaben zum sonstigen Aufenthalt im Freien lagen in 102 Fällen vor (MW = 12,1 Std./Woche; Median= 10 Std./Woche; 0 bis 50 Std./Woche). Auch bei den Spitzenwerten von bis zu 50 Stunden pro Woche waren keine niedriger chlorierten Indikatorkongenere oder non-Arochlor-Kongenere im Blut nachweisbar. Die Werte der höherchlorierten Indikatorkongenere lagen im Bereich der allgemeinen Hintergrundbelastung.

In 23 Fällen wurde die Frage „Spielt Ihr Kind und steckt sich gerne Gegenstände (z.B. Erde, Steine, ...) in den Mund?“ mit ja beantwortet. In allen Fällen waren die PCB Werte der Kinder unauffällig.

Für 37 der 38 Kinder lagen Angaben zu Aufenthaltsdauer auf Sport- bzw. Spielplätzen vor (MW = 4,4 Std./Woche; Median= 2 Std./Woche; 0 bis 20 Std./Woche). Da keines der Kinder erhöhte PCB-Werte im Blut aufwies, konnte kein Zusammenhang mit der Aufenthaltsdauer hergestellt werden.

Da es bei Rauchern über vermehrten Hand-Mund-Kontakt bei Exposition gegenüber PCB zu einer vermehrten Aufnahme kommen kann, wurde der Rauchstatus ebenfalls erhoben. Zwei aktuell rauchende Teilnehmerinnen wiesen keine erhöhten Werte auf. Von den 9 Ex-Raucherinnen wiesen 8 keine auffälligen PCB Werte auf. Die Teilnehmerin, bei der mit 0,010 µg/L PCB 52 grade an der Nachweisgrenze lag war Ex-Raucherin.

Das Konsumverhalten von Obst aus eigenem Anbau und von Fisch ist tabellarisch dargestellt:

Gemüse	
täglich	N = 14
1 x / Woche	N = 25
2 x / Monat	N = 21
nie	N = 51

Tab. 3a: Angaben zu Gemüseverzehr

Fisch	
mehrmals / Woche	N = 4
1 x / Woche	N = 28
3 x / Monat	N = 24
1 x / Monat	N = 37
nie	N = 18

Tab. 3b: Angaben zum Fischverzehr

Sowohl für den Gemüseverzehr aus eigenem Anbau wie für den Fischverzehr konnte kein Zusammenhang mit den PCB Werten gefunden werden. Die Teilnehmerin mit einem PCB 52 Wert von 0,011µg/L Plasma gab an, täglich Obst aus eigenem Anbau zu sich zu nehmen. Allerdings zählt PCB 52 nicht zu den über die Nahrung aufgenommen PCBs. Diese lagen bei allen Teilnehmer*Innen im Rahmen der Hintergrundbelastung der Allgemeinbevölkerung.

Berichtete gesundheitliche Beeinträchtigungen

36 der 111 Teilnehmer*Innen gaben gesundheitliche Beeinträchtigungen an. Fast immer handelte es sich dabei um mehrfache Nennungen. Am häufigsten wurden Kopfschmerzen mit N = 13 genannt (zusätzlich 3 x Migräne). 8 x wurde Asthma bzw. Atembeschwerden berichtet. 5 Schilddrüsenerkrankungen und 2

Krebserkrankungen wurden aufgeführt. Eine Fehlgeburt im Jahre 2019 wurde einmal angegeben. Darüber hinaus wurden diverse Beschwerden von allgemeinen Beeinträchtigungen wie Ohrensausen bis hin zu seltenen Erkrankungen wie einer Faktor-V-Leiden-Mutation einmalig berichtet. Eine erkennbare Beziehung zu PCB-Werten konnte nicht gefunden werden.

Für die 3 Teilnehmer*Innen bei denen Werte oberhalb des BAR für PCB 28 bzw. PCB 52 gefunden wurden und für die Teilnehmerin, bei der PCB 47 im Blut nachgewiesen wurde, ergab die Anamnese keinen Anhalt für spezifische, den PCB-Blutgehalt beeinflussende Lebensumstände oder Ernährungsfaktoren. Um einen Rückschluss auf einzelne Personen zu verhindern, können an dieser Stelle keine detaillierten Angaben zu Ernährungsgewohnheiten und Lebensumständen gemacht werden. Bei einer der 4 Personen wurde eine chronische Bronchitis angegeben. Gleichzeitig gab diese Person aber an, ehemalige Raucherin mit einem Tabakkonsum von 40 Zigaretten pro Woche gewesen zu sein.

5. Bewertung der Ergebnisse

Nach heutigem Kenntnisstand ist unter Bezug auf die für die untersuchte Kohorte maßgeblichen HBM-Werte bei keiner Teilnehmer*in von einer Gesundheitsgefährdung auszugehen.

Das bei einer Teilnehmerin nachgewiesene non-Aroclor Kongener PCB 47 liegt nur knapp über der Nachweisgrenze und ist durch die räumliche Nähe des Wohnortes zum Emittenten plausibel zu erklären. Die Teilnehmerin lebt seit Geburt unter derselben Adresse. Weder Ernährungsverhalten noch Life-style deuten auf andere Expositionsquellen hin. Andere Haushaltsmitglieder haben nicht an der Studie teilgenommen. Es ist davon auszugehen, dass die enge räumliche Wohnortnähe zum Emittenten hier der maßgebliche Faktor für zusätzliche innere Belastungen mit PCB 47 ist. Zudem liegt die Wohnung der Person in der berichteten Hauptwindrichtung ausgehend vom Emittenten, für die bereits in Umweltmessungen die höchsten Belastungen mit PCB 47 festgestellt wurden (Hombrecher, Quass et al. 2021).

Die bei 2 Teilnehmerinnen gemessenen PCB 52 Werte liegen nur minimal über der Nachweisgrenze des Verfahrens, welche gleichzeitig auch dem als statistische Referenz gewählten BAR-Wert entspricht. Bei einer der beiden Teilnehmerinnen leben 2 Kinder noch im Haushalt, welche aber keine erhöhten PCB Werte aufweisen. Ernährungsverhalten, Lifestyle und berufliche Tätigkeit bieten keinen Anhalt für eine Exposition gegenüber PCB.

Der bei einer Teilnehmerin gemessene PCB 28 Wert oberhalb des statistischen Vergleichswertes (BAR Wert) trägt in seiner Höhe nicht zu einer Überschreitung des HBM-I Wertes bei. Bei dieser Teilnehmerin leben 2 Kinder noch im selben Haushalt und eine weitere erwachsene Tochter im Studiengebiet. Alle 3 Kinder der Teilnehmerin weisen keine auffälligen PCB-Werte auf. Ernährungsverhalten, Lifestyle und berufliche Tätigkeit bieten ebenfalls keinen Anhalt für eine Exposition gegenüber PCB.

Damit scheint eine potentielle Innenraumbelastung aus Baustoffen oder Farben als mögliche Ursache in allen 3 Fällen am wahrscheinlichsten. Eine Entstehung von PCB 28 oder PCB 52 in Produktionsprozessen der Silikonindustrie ist nicht bekannt.

Statistische Einordnung

Im Rahmen des Humanbiomonitoring können, unabhängig von einer Exposition gegenüber PCB, bis zu ca. 5% der Probanden Messwerte oberhalb der Hintergrundbelastung aufweisen. Dies liegt in der Natur der Festsetzung dieser Werte anhand des 95sten Perzentiles von unbelasteten Kohorten.

Da die non-Aroclor-PCB 47, 68 und 51 nicht bzw. nur in Spuren in technischen Gemischen wie Clophen oder Aroclor enthalten waren, ist davon auszugehen, dass eine Hintergrundbelastung mit diesen Kongeneren in Deutschland eher nicht existiert. Messdaten oder Studien dazu sind bislang allerdings nicht öffentlich zugänglich publiziert. Daher muss jede nachgewiesene Konzentration oberhalb der Nachweisgrenze von 0,01 µg/L Plasma als auffällige Erhöhung angesehen werden. Dies lag in einem Fall, also 0,9% der Teilnehmer*Innen und damit noch unter dem statistisch wahrscheinlichen Maß, vor. In der post-hoc Poweranalyse erreichte die Studie eine statistische Power von 77% (einseitiger one sample binomial Test $N = 111$; $\alpha = 0,05$; Effektgröße $g = -0,041$; erwartete Prävalenz = 0,05).

Die Fälle mit gegenüber dem BAR erhöhten Werten für PCB 52 und 28 lagen mit $N = 2$ und $N = 1$ ebenfalls unterhalb des zu erwartenden Maßes.

6. Finanzierung der Studie

Die Finanzierung erfolgte vollständig durch den Ennepe-Ruhr-Kreis als nicht-konditionale Forschungsförderung an die Uniklinik RWTH Aachen.

7. Registrierung in einem öffentlich zugänglichen Studienregister

Die Studie ist beim Deutschen Register Klinischer Studien DRKS registriert (www.drks.de) und unter dem Suchbegriff BEPSI zu finden. Nach Abgabe des Abschlussberichts und Versendung der Befundbriefe an die Teilnehmer*Innen wird dort eine kurze Zusammenfassung des Studienergebnisses hinzugefügt.

Deutsches Institut für Medizinische Dokumentation und Information
Waisenhausgasse 36–38a | 50676 Köln
Tel.: +49 221 4724-1 | Fax: +49 221 4724-444
www.dimdi.de | posteingang@dimdi.de

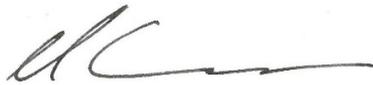
8. Unterschriften



Prof. Dr. T. Kraus



Dr.rer.nat. T. Schettgen



Dr.rer.medic. A. Esser

Literaturverzeichnis

Hombrecher, K., U. Quass, J. Leisner and M. Wichert (2021). "Significant release of unintentionally produced non-Aroclor polychlorinated biphenyl (PCB) congeners PCB 47, PCB 51 and PCB 68 from a silicone rubber production site in North Rhine-Westphalia, Germany." Chemosphere **285**: 131449.

Kommission-Humanbiomonitoring, U. (2016). "Aktualisierung der Referenzwerte für polychlorierte Biphenyle (PCB) im Blut." Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz **59**(8): 1020-1027.

Kraus, T. and A. Rettenmeier (2012). Polychlorierte Biphenyle (PCB) [BAT Value Documentation in German language, 2012]. The MAK-Collection for Occupational Health and Safety, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Lauby-Secretan, B., D. Loomis, Y. Grosse, F. El Ghissassi, V. Bouvard, L. Benbrahim-Tallaa, N. Guha, R. Baan, H. Mattock, K. Straif and L. F. International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group IARC (2013). "Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls." Lancet Oncol **14**(4): 287-288.

Schettgen, T., A. Alt, A. Esser and T. Kraus (2015). "Current data on the background burden to the persistent organochlorine pollutants HCB, p,p'-DDE as well as PCB 138, PCB 153 and PCB 180 in plasma of the general population in Germany." Int J Hyg Environ Health **218**(4): 380-385.

Schettgen, T., A. Esser, T. Kraus and P. Ziegler (2022). "Plasma levels of unintentionally produced non-Aroclor polychlorinated biphenyl (PCB) congeners in workers from the silicone rubber industry." Chemosphere **291**(Pt 1): 132722.