

Bayerische Milchindustrie eG
Herrn Dr. Thomas Obersojer
Klötzlmüllerstraße 140
84034 Landshut

per eMail: T.Obersojer@bmi-eg.com

Dr. Gerd Rippen
Bewertung von Umweltchemikalien
Marie-Elisabeth-Lüders-Str. 4
37075 Göttingen
Fon (0551) 20529071
rippen2010@t-online.de
Steuernummer 20/136/06359

Göttingen, 02.12.2019

**Klötzlmüllerstraße 140 – Humantoxikologische Beurteilung
der Restbelastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB)
im Hinblick auf die relevanten Wirkungspfade**

Dr. Gerd Rippen

Göttingen, Dezember 2019

Inhalt

1.1	Vorgang und Aufgabenstellung	4
1.2	Unterlagen	4
2	Beschreibung des Standortes	5
2.1	Allgemeines (Auszug aus dem Bebauungsplan vom Dezember 2013)	5
2.2	Sanierung und aktueller Zustand der Fläche	7
2.2.1	Vorgeschichte	7
2.2.2	Sanierungsarbeiten bis zum aktuellen Stand	7
2.2.3	Vorgaben des Bebauungsplans 2013 zur Nutzung	8
2.2.4	Geplante Nutzung	10
2.2.5	Nutzung benachbarter Flächen	111
2.3	Grundwasser	122
3	Eigenschaften der Polychlorierten Biphenyle (PCB) und Verhalten in der Umwelt	177
3.1	Eigenschaften der PCB	177
3.2	PCB in Böden und Pflanzen	188
3.3	Anreicherung von PCB in Tieren und tierischen Nahrungsmitteln	199
4	Wirkungspfade	20
5	Toxische Eigenschaften der PCB	211
5.1	Toxikologische Grundlagen	211
5.1.1	Allgemeines	211
5.1.2	Lern- und Verhaltensstörungen (Neurotoxizität)	212
5.1.3	Störungen des Immunsystems	22
5.1.4	Reproduktionstoxische Wirkungen	222
5.1.5	Krebs erzeugende Wirkung	233
5.1.6	dioxinähnliche PCB (dl-PCB)	233
5.2	Grundlagen zur Ableitung von Beurteilungswerten	24
6	Beurteilung der PCB für den Menschen nach den relevanten Wirkungspfaden	266
6.1	Beurteilung von PCB, Bauarbeiter Direktpfad Boden → Mensch	266
6.2	Beurteilung von PCB bei direkter Exposition durch Nutzung des Grundwassers	277
6.2.1	Beurteilung der PCB bei Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser	277
6.2.2	PCB-Aufnahme durch Kinder beim Baden in Planschbecken	27
6.2.2.1	Berechnung der Zusatzexposition für Kinder	27
6.2.2.2	Beurteilungswert Grundwasser für Planschbecken, Baden, Schwimmen oder Duschen	28
6.2.3	PCB-Aufnahme durch Erwachsene bei der Gartenbewässerung	28
6.2.4	PCB-Aufnahme bei Nutzung von Grundwasser zur Hühnertränke	28
6.2.5	PCB-Aufnahme bei Nutzung von Grundwasser als Tränke für andere Nutztiere	29
6.2.6	Beurteilungswerte Grundwasser für weitere Nutzungen	29
6.2.6.1	Trinkwasser für Haustiere	29
6.2.6.2	Nutzungen als Brauchwasser	29
6.2.6.3	Nutzung von Wärmepumpen	29
6.2.7	Zusammenfassung der PCB-Aufnahmen	30
6.3	Ausgasung von PCB aus dem Grundwasser	32
6.3.1	Grundlagen	32
6.3.2	Wirkungspfad Grundwasser → Bodenluft → Außen-/Innenraumluft → Mensch	33
6.3.2.1	Bauarbeiter Inhalation	34
6.3.2.2	Innenraumluft Wohngebäude mit Keller	34
6.3.3	Zusammenfassung Außen-/Innenraumluft	346
6.4	PCB im Boden, Wirkungspfad (Grundwasser -) Boden – Pflanze – Mensch	377
6.4.1	Anreicherung im Boden durch Bewässerung	37
6.4.2	Beurteilung von PCB im Boden, Direktpfad Boden → Mensch	37
6.4.3	Wirkungspfad Boden → Nahrungspflanze → Mensch	38
6.4.3.1	Beurteilungswerte Boden für den Wirkungspfad Boden → Nahrungspflanze	38
6.4.3.2	Transfer Boden → Nahrungspflanze	38
6.4.3.3	Beurteilungswert Pflanzen	39
6.4.3.4	PCB-Aufnahme Pflanzen durch Verzehr von Pflanzen aus Eigenanbau	39
6.4.4	Wirkungspfad Boden → Nahrungspflanze → Nutztier (→ Mensch)	40
6.4.4.1	Allgemeines	40
6.4.4.2	Beurteilungswert Boden im Hinblick auf eine Anreicherung in Nutztieren	41
6.4.5	Zusammenfassung Boden und Pflanzen nach Bewässerung	41
6.5	Dioxinähnliche PCB	42
7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	43
8	Zusammenfassung	45

Inhalt (Fortsetzung)

Anhang A1: Konzentrationen der PCB in Grundwasserproben innerhalb und außerhalb des BMI-Geländes.....	46
Anhang A2: Berechnungen der Expositionsbeträge	49
Anhang A2.1 Aufnahme von PCB aus dem Grundwasser durch Kinder beim Baden in Planschbecken	49
Anhang A2.1.1 Verschlucken durch Kinder beim Baden in Planschbecken	49
Anhang A2.1.2 Allgemeines zur Schadstoffaufnahme über die Haut	49
Anhang A2.1.3 Dermale PCB-Aufnahme durch Kinder beim Planschen	50
Anhang A2.1.4 Allgemeines zur Schadstoffaufnahme über versprühte Wassertropfen	51
Anhang A2.1.5 Inhalative PCB-Aufnahme durch Kinder über Wassertropfen beim Planschen	51
Anhang A2.2 PCB-Aufnahme durch Erwachsene beim Bewässern des Gartens	51
Anhang A2.2.1 Dermale PCB-Aufnahme beim Sprengen von Rasen und Blumenbeeten	51
Anhang A2.2.2 Inhalative PCB-Aufnahme beim Sprengen von Rasen und Blumenbeeten	52
Anhang A2.3 Anreicherung von PCB bei Nutzung von Grundwasser zur Hühnertränke	53
Anhang A2.3.1 Tränken von Hühnern und resultierende PCB-Belastung der Eier	53
Anhang A2.3.2 Aufnahme von PCB aus Hühnereiern	53
Anhang A2.4 PCB in Böden	55
Anhang A2.4.1 Hintergrundkonzentrationen Böden	55
Anhang A2.4.2 Anreicherung im Boden bei Bewässerung mit Grundwasser	56
Anhang A2.5 Wirkungspfad Grundwasser (Hausbrunnen) → Nutzpflanze (Bewässerung)	58
Anhang A2.5.1 Verzehrte Menge selbst angebauter Nutzpflanzen	58
Anhang A2.5.2 Anreicherung von PCB in Pflanzen	58
Anhang A2.5.3 Zu erwartende PCB-Gehalte in Pflanzen durch Bewässerung	59
Anhang A2.5.4 PCB-Gehalte in Pflanzen, Hintergrundbelastung	60
Anhang A2.5.5 Aufnahme von PCB durch Erwachsene und Kinder aus Pflanzen eigenen Anbaus	62
Anhang A2.6 Ausgasung von PCB in Innenräume - Transferfaktoren	64
Anhang A3a 209 PCB-Kongener (Übersicht)	66
Anhang A3b Dioxinähnliche PCB und Toxizitätsäquivalenzwerte	67
Anhang A4 Schätzung theoretischer PCB-Grundwasserkonzentrationen	68
Anhang A5 Chlorierungsgrade technischer PCB-Mischungen	69
Anhang A6 Literatur	70

1 Vorgang, Aufgabenstellung und Unterlagen

1.1 Vorgang und Aufgabenstellung

Auf dem Betriebsgelände der Bayerischen Milchindustrie eG (BMI) in Landshut, Klötzlmüllerstraße 140, wurde bis 2018/2019 eine quellenorientierte Bodensanierung von Polychlorierten Biphenylen (PCB) am Standort eines früheren Kondensatorenwerkes durchgeführt. Die vereinbarten Sanierungszielwerte werden im Boden eingehalten, im abströmenden Grundwasser nicht.

Die Rest-PCB-Konzentrationen im Boden von unter 10 mg/kg PCB_{6·5} in der wassergesättigten Zone bewirken Restbelastungen des Grundwassers von Werten um 0,5 µg/L PCB_{6·5}. In Fließrichtung Nordosten hat sich eine Grundwasserfahne bis 0,4 µg/L ausgebreitet. Es ist damit zu rechnen, dass im Grundwasser PCB-Konzentrationen mit sinkender Tendenz noch einige Jahre bis wenige Jahrzehnte auftreten werden. Das zukünftige Auftreten wieder ansteigender PCB-Konzentrationen wird als sehr unwahrscheinlich bewertet, da keine signifikanten PCB-Quellen mehr im Boden vorhanden sind.

Auf der Fläche ist eine Wohnbebauung geplant, in der Umgebung ist eine Wohnbebauung mit Gärten vorhanden. Aufgabe der vorgesehenen Studie ist die Beurteilung der Restbelastungen in den Umweltmedien im Hinblick auf die beabsichtigten Nutzungen, Schutzgut Mensch.

1.2 Unterlagen

Die verwendete Literatur ist im **Anhang A6** zu finden.

2 Beschreibung des Standortes

2.1 Allgemeines

Zum Betriebsgelände der Bayerischen Milchindustrie eG, Klötzlmüllerstraße 140, in Landshut gibt es einen Bebauungsplan mit der Bezeichnung 02-34, der 2013 im beschleunigten Verfahren einstimmig im Bausenat der Stadt Landshut beschlossen wurde [6]. Die Hallen, Silos und sonstigen Produktionseinrichtungen wurden zurückgebaut und abgerissen. Anschließend wurde die Fläche nach Maßgabe eines genehmigten Sanierungsplans saniert (s. Abschnitt 2.2).

Der Bebauungsplan 02-34 (s. **Bild 2.1**) beschreibt in der Begründung die überplante Fläche wie folgt [6b]:

„Die Verwaltung des Unternehmens verbleibt am jetzigen Standort und wird geringfügig erweitert...Für die in der Verwaltung tätigen Mitarbeiter der BMI und deren Besucher werden ausreichend PKW-Stellplätze errichtet bzw. bleiben erhalten.

Im Norden grenzt der als Biotop kartierte Klötzlmühlbach an den Geltungsbereich an. Er trennt das komplette Betriebsgelände in zwei Bereiche - nördlich und südlich des Bachlaufs.

Nördlich des Baches gehören die Flächen zum Entwicklungsgebiet West der Stadt Landshut. Im Anschluss an einen städtebaulichen Wettbewerb soll hier eine städtebauliche Rahmenplanung erarbeitet werden. Die Folgenutzung für diese nördlichen Betriebsflächen kann dann auf den Ergebnissen der Rahmenplanung aufbauend in einem weiteren Bebauungsplan festgeschrieben werden.“

Diese Planung zu den Flächen nördlich des Klötzlmüllerbaches wurde inzwischen mit dem Bebauungsplan 02-32 realisiert, beschlossen am 26.08.2016 vom Stadtrat der Stadt Landshut [52] (s. **Abschnitt 2.2.5**).

Im Bebauungsplan 02-34 zum BMI-Gelände [6b] heißt es weiter:

„Der hier vorliegende Bebauungsplan umfasst die Flächen südlich des Klötzlmühlbachs. Im Osten, Süden und Westen grenzt Wohnbebauung an das aufzugebende Betriebsgelände an. Diese vorhandene benachbarte Struktur aufnehmend ist für die Flächen im Plangebiet überwiegend die Errichtung von Reihen- und Doppelhäusern sowie einer kleineren Wohnanlage vorgesehen. Auch die oben angesprochene Verwaltung der BMI behält ihren Sitz an der Klötzlmüllerstraße. Im Zuge der Umstrukturierung werden die freiwerdenden Flächen in das bestehende umgebende Siedlungsbild integriert.“

In Abweichung von diesem Bebauungsplan ist aktuell eine verdichtete Bebauung mit mehrgeschossigen Gebäuden (Mehrfamilienhäusern) vorgesehen (s. **Abschnitt 2.2.4**).



Bild 2.1: Bebauungsplan 2013 für das BMI-Gelände [6a]

2.2 Sanierung und aktueller Zustand der Fläche

2.2.1 Vorgeschichte

Wie in der Begründung zum Bebauungsplan 02-34 beschrieben [6b], wurden von 1953 bis 1960 auf dem Gelände Klötzlmüllerstraße 140 Spezialkondensatoren produziert. Hierbei kamen polychlorierte Biphenyle (PCB) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) zum Einsatz. Im September 1960 wurden die Produktionsstätten durch einen Großbrand völlig zerstört. In Folge der Vornutzung und als Brandfolge kam es zu einer Kontamination des Untergrundes, vor allem durch PCB. Die Schadstoffe wurden aus der ungesättigten auch in die gesättigte Bodenzone und das Grundwasser eingetragen.

Schadstoffuntersuchungen auf dem Grundstück zeigten sanierungsbedürftige LHKW- und PCB-Konzentrationen. 1992-1995 erfolgte auf dem Gelände eine Sanierung der Bodenluftverunreinigungen durch LHKW mittels Bodenluftabsaugung. Die PCB-belasteten Bereiche wurden damals nicht entfernt.

Am 28.11.2003 wurde die Rechtsnachfolgerin des Verursachers mit Bescheid der Stadt Landshut verpflichtet, eine Sanierungsuntersuchung des verbliebenen PCB-Schadens durchzuführen.

In der Folgezeit fanden weitere ergänzende Untersuchungen statt. Es wurde ein zweigeteilter Sanierungsplan erstellt, der mit Bescheid vom 30.11.2010 für verbindlich erklärt wurde. Der Plan sieht zum einen Grundwassersicherungsmaßnahmen während der Betriebszeit des jetzigen Eigentümers und zum anderen Bodenaustauschmaßnahmen nach Stilllegung des Standortes vor.

Nach dem Rückbau der Betriebsanlagen wurde in Gesprächen mit der Stadt, dem Wasserwirtschaft und dem Gesundheitsamt Landshut das weitere Vorgehen konkretisiert, unter anderem ein Rückbau- und Entsorgungskonzept für die Betriebsanlagen. Der angepasste und in weiten Teilen neu erstellte Sanierungsplan wurde am 13.12.2012 für verbindlich erklärt und am 03.06.2013 nochmals mit Ergänzungen versehen.

2.2.2 Sanierungsarbeiten bis zum aktuellen Stand

Der kontaminierte Boden wurde auf der Basis der Sanierungsplanes, des Rückbau- und Entsorgungskonzeptes und als Ergebnis weiterer Abstimmungen von der Geländeoberkante (ca. 393 m ü. NN) bis auf ca. 389,2 m ü. NN ausgeräumt und entsorgt. Unbedeutende Restgehalte in den Böschungen wurden belassen. Im genehmigten Sanierungsplan wurden die folgenden Sanierungsziele vorgegeben (jeweils $\text{PCB}_6 \cdot 5$):

- Boden, ungesättigte Bodenzone 0,0 – 0,6 m unter zukünftiger Geländeoberkante (GOK) $\leq 0,4 \text{ mg/kg}^1$
- Boden, ungesättigte Bodenzone bis 389,7 m ü. NN $\leq 0,5 \text{ mg/kg}$
- Boden, gesättigte Bodenzone unter 389,7 m ü. NN $\leq 10 \text{ mg/kg}$
- Grundwasser $0,05^2/0,5 \text{ } \mu\text{g/L}^3$

¹ Prüfwerte $\text{PCB}_{6 \cdot 5}$ gemäß Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) und E-BBodSchV (2017) [2]: Kinderspielflächen $0,4 \cdot 5 = 2,0 \text{ mg/kg TS}$, Wohngebiete $0,8 \cdot 5 = 4,0 \text{ mg/kg TS}$, Industriegebiete $40 \cdot 5 = 200 \text{ mg/kg TS}$

² Prüfwert $\text{PCB}_{6 \cdot 5} = \text{PCB}_{6 \cdot 5}$ im Eluat gemäß Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV): $0,05 \text{ } \mu\text{g/L}$, = Stufe-1-Wert gemäß BY-Merkblatt 3.8/1 [1]

Die Bodenwerte wurden durch die Bodenaushubmaßnahmen unterschritten, im Grundwasser liegen die PCB-Konzentrationen mit langsam abnehmender Tendenz noch um 0,5 µg/L [3a]. Die Oberfläche der Baugrube wurde mit unbelastetem Material auf ein Niveau von ca. 389,7 m ü. NN aufgefüllt und planiert (s. **Bild 2.2**), da das anstehende Grundwasser zu Problemen führte. Ein Direktkontakt mit restbelastetem Boden (< 10 mg/kg) ist somit derzeit ausgeschlossen.



Bild 2.2: BMI-Gelände nach Ende des Bodenaushubs

2.2.3 Vorgaben des Bebauungsplans 2013 zur Nutzung

Im Bebauungsplan 02-34 werden Festsetzungen für den Fall einer nicht vollständigen Dekontamination bestimmt [6b]:

„Aufgrund der Vornutzung der Flächen ist es möglich, dass nicht alle Bodenverunreinigungen im Rahmen der Sanierungsarbeiten beseitigt werden können, obwohl streng nach dem Sanierungsplan vorgegangen wurde. Daher wird vorbeugend zum Schutz des Grundwassers und zur Vermeidung einer Verschleppung der Altlast in den Festsetzungen bestimmt, dass die Versickerung von Niederschlagswasser nicht zulässig ist. Das Niederschlagswasser ist in die Kanalisation einzuleiten...Aus den gleichen Gründen wird von einer Grundwassernutzung, z.B. für die Gartenbewässerung oder für den Betrieb von Grundwasserwärmepumpen abgeraten.

Sollte aufgrund vorübergehend hoher Grundwasserstände bei Bauarbeiten, vor allem im MI (=Mischgebiet, GR)...eine Bauwasserhaltung erforderlich sein, ist dafür...die erforderliche wasserrechtliche Erlaubnis...zu stellen.“

³ Stufe 2 gemäß BY-Merkblatt 3.8/1 [1]; bei längerfristigem Nichterreichen von Stufe 1

„Im WA 1-4 (= allgemeines Wohngebiet, GR) sind die Arbeiten bei entsprechend hohen Ständen einzustellen oder ausreichend einzuschränken“.

„Aufgrund der Vorbelastung des Baugeländes (siehe auch Nr. 7) aus der ehemaligen gewerblichen Nutzung wird festgesetzt, dass die Unterkante der Sauberkeitsschicht für die Kellergeschosse im WA 1 bis WA 4 nicht unter 389,80 m ü.NN reichen darf. Diese Höhe entspricht in etwa dem mittleren Grundwasserspiegel im Planungsbereich. Damit soll vermieden werden, dass bei den Aushubmaßnahmen und sonstigen Erdarbeiten Bodenmaterial anfällt, das hinsichtlich einer PCB-Restbelastung erhöhte Anforderungen bezüglich des Umgangs und der Entsorgung erfordert. Zudem soll möglichst vermieden werden, dass bei den notwendigen Aushubarbeiten in das Grundwasser eingegriffen und eine Bauwasserhaltung erforderlich wird. Sollte sich zeigen, dass das Grundwasser während der Aushubarbeiten temporär höher ansteigt, sind die Arbeiten bis zum Absinken des Grundwassers vorübergehend einzustellen oder zumindest soweit einzuschränken, dass Eingriffe ins Grundwasser ausgeschlossen sind. Darauf wird in den textlichen Hinweisen auch verwiesen. Im Bereich des Mischgebietes liegen einerseits geringere Bodenbelastungen vor; andererseits ist hier bei Erstellung der geplanten Tiefgarage in Parzelle 1 ein Eingriff in das Grundwasser unvermeidlich. Für das Gebäude inkl. Tiefgarage ist im Zuge des Genehmigungsverfahrens, um eine behördliche Kontrolle aus Sicherheitsgründen zu gewährleisten, dem Fachbereich Umweltschutz der Stadt Landshut ein altlastenbezogenes Vorgehenskonzept vorzulegen. Die Details inkl. einer Weitergabeverpflichtung hierzu sind in einem städtebaulichen Vertrag, der zwischen dem Grundstückseigentümer und der Stadt Landshut abgeschlossen wurde, geregelt.“

Das Mehrfamilienhaus südlich der neuen Erschließungsstrasse A gliedert sich in zwei ablesbare Teil-Baukörper. Der westliche Teil wird mit drei Vollgeschossen errichtet. Für den östlichen, senkrecht zur Klötzlmüllerstraße verlaufenden Teil-Baukörper, parallel zur östlichen neuen Grundstücksgrenze, sind vier Vollgeschosse vorgesehen. Auch hier ergibt sich eine offene Bauweise.

Die notwendigen Stellplätze für das Mehrfamilienwohnhaus werden in einer Tiefgarage untergebracht. Die Zufahrt zur Tiefgarage erfolgt von der Klötzlmüllerstraße...

4.5 Aufschiebend bedingtes Baurecht

Mit diesem Bebauungsplan wird Baurecht geschaffen, das unter zwei aufschiebenden Bedingungen steht.

4.5.1 Altlastensanierung

Um eine geordnete Sanierung der auf dem Gelände vorhandenen Altlasten zu gewährleisten wurde in enger Zusammenarbeit mit den zuständigen Fachbehörden ein Sanierungsplan erstellt. Dieser Sanierungsplan ist vor der Neubebauung des Geländes umzusetzen...Erst wenn der Sanierungsplan umgesetzt ist und eine entsprechende Freigabe der entsprechenden Flächen durch die Fachbehörde (Amt für öffentliche Ordnung und Umwelt, Fachbereich Umweltschutz) erfolgt, kann diese nach den Festsetzungen des Bebauungsplanes bebaut werden. Eine baufeldweise Freigabe ist möglich, wenn dies der Sanierungsplan vom 23.11.2012 oder der öffentlich-rechtliche Sanierungsvertrag vom 03.01.2013 vorsieht.

4.5.2 Erdgasleitung...

2.2.4 Geplante Nutzung

Das BMI-Gelände soll nach derzeitiger Planung gemäß Beschluss des Bausenats vom 28.06.2019 – anders als im Bebauungsplan 2013 noch festgelegt – ausschließlich durch Geschosswohnungsbau bebaut werden [6c]. Die zukünftige Geländeoberkante soll wie früher bei ca. 392,5 m ü. NN liegen [6]. Dazu ist eine Auffüllung der künftigen Freiflächen mit unbelastetem Boden vorgesehen.

Die Basis von Kellern oder Tiefgaragen wird voraussichtlich knapp oberhalb des Grundwasserspiegels, in etwa auf dem gegenwärtigen Niveau der Grubensohle liegen [3, 6]. Für den Bau der Fundamente ist ein Eingriff in den gesättigten Boden mit Grundwasserhaltung nicht auszuschließen.



Bild 2.3: Geplante Bebauung, Plan 2019; aus [5b]

2.2.5 Nutzung benachbarter Flächen



Bild 2.3: Benachbarter Bebauungsplan 02-32 [52a]

Nordwestlich des Standortes, jenseits des Klötzlmühlbaches, ist gemäß dem rechtskräftigen Bebauungsplan 02-32 eine öffentliche Grünfläche mit Kinderspielfeld vorhanden. Nördlich an den Klötzlmühlbach grenzt ein Wohngebiet mit Einfamilien-, Reihen- und Mehrfamilienhäusern an, entsprechend Bebauungsplan. Eine ähnliche Bebauung ist im Westen bereits vorhanden (s. **Bild 2.4**).



Bild 2.4: Lage der Bebauungspläne 02-34 (BMI-Gelände) und 02-32 (nördlich davon) sowie der westlich und nördlich benachbarten weiteren Bebauung [6e]

2.3 Grundwasser

Der obere lokale Aquifer besteht aus einer pleistozänen Isarterrasse, im Wesentlichen aus Sanden und Kiesen mit sehr hoher hydraulischer Leitfähigkeit (k_f -Werte ca. 10^{-2} m/s). Die Grundwasserströmungsrichtung lag im Mai 2016 bei Ostnordost mit einem Gradienten von etwa 0,12 % [3a]. Sie wurde durch Einfluss einer Wasserhaltung zwischenzeitlich nach Norden abgelenkt [3c]. Die Basis des Aquifers liegt bei ca. 385 m ü. NN. Der im Mai 2016 ermittelte Grundwasserspiegel liegt bei 389,6 m ü. NN [3a]. Der nördlich an der Liegenschaft vorbeifließende Klötzlmühlbach besitzt nur einen minimalen Grundwasseranschluss, da er 1953 in diesem Abschnitt in ein künstlich geschaffenes Bett verlegt wurde; die Bachsohle liegt mit etwa 2 m unter Geländeoberkante oberhalb des gemessenen Grundwasserschwankungsbereichs [3a].

Der tiefere Aquifer besteht aus oligozänen bis miozänen, kiesigen, teilweise karbonatisch verbackenen Sedimenten der Oberen Süßwassermolasse, die im Bereich des Standortes Mächtigkeiten von mehreren 100 Metern erreichen. Der k_f -Wert liegt mit 10^{-4} m/s um etwa 2 Größenordnungen unter dem k_f -Wert des unmittelbar darüber liegenden quartären Aquifers. Ein lokaler Stauhorizont aus sehr dichten Tonen befindet sich am Standort in einer Tiefe von ca. 33 m. Oberer und tieferer Aquifer sind hydraulisch nicht voneinander getrennt [3a].

Die PCB-Konzentrationen des Grundwassers wurden von 1999 bis 2012 mit 4 Quartär- und 3 Tertiärmessstellen auf dem Gelände überwacht. Parallel zum Rückbau dieser Grundwassermessstellen (GWM) wurden 9 Quartär- und 2 Tertiärmessstellen errichtet (s. **Bild 2.5**), die seit Anfang 2013 regelmäßig beprobt werden.

Eine Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser im Abstrom ist nicht erkennbar.

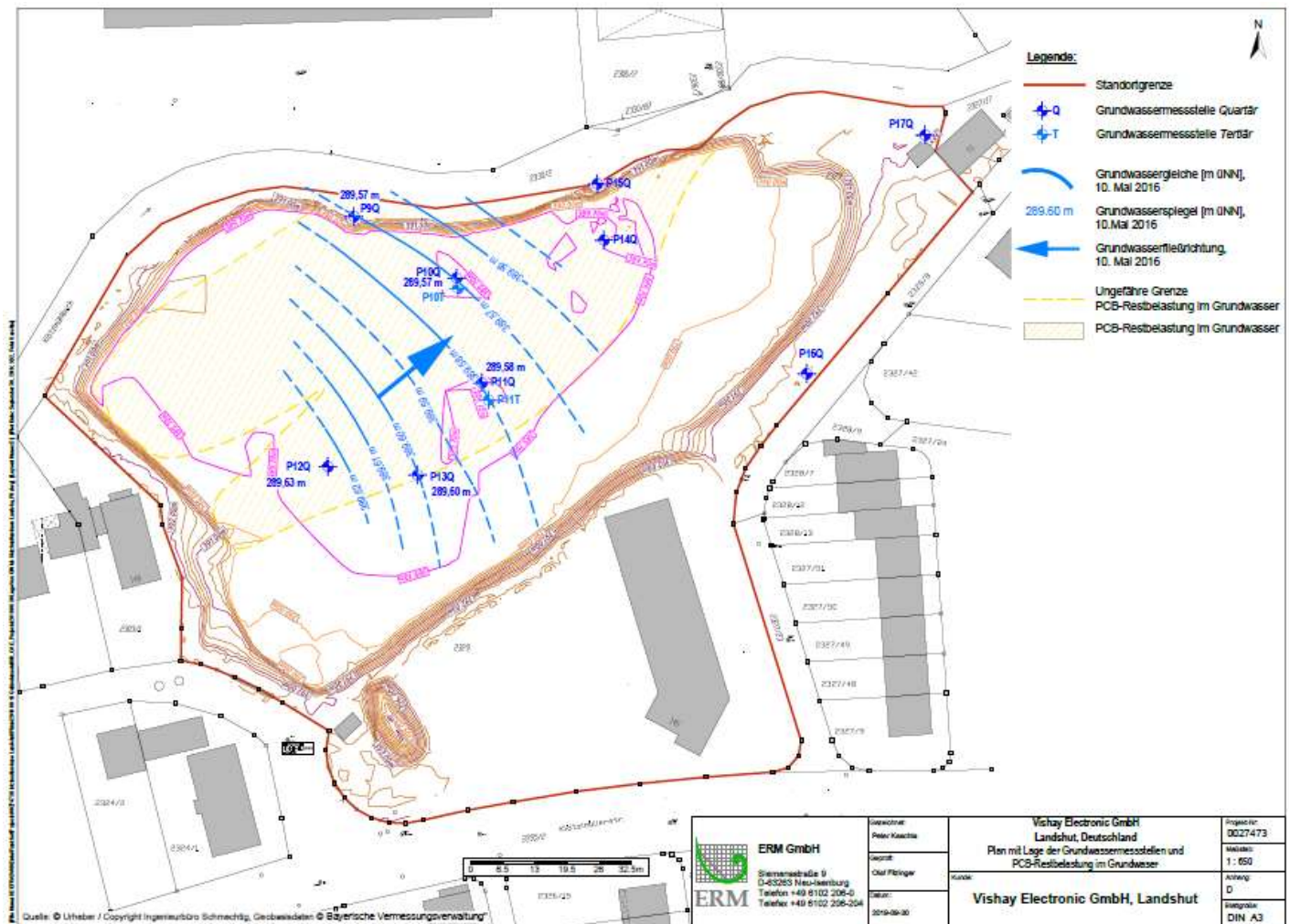


Bild 2.5: Grundwassermessstellen, Grundwassergleichen und Ausmaß der PCB-Restbelastung im Grundwasser des Standortes (aus [3a]); PCB₆5 in µg/L

Zwischen 1999 und 2012 traten teils auffällig erhöhte PCB-Gehalte in beiden Aquiferen auf mit Anfangskonzentrationen bis zu 10,5 µg/L im Quartär und 1,1 µg/L im Tertiär.

Die PCB-Gehalte in den neuen seit 2013 überwachten Messstellen sind über die letzten 6 Jahre rückläufig (s. **Bild 2.6**). Die Werte schwanken bei acht Messstellen derzeit um den Stufe-2-Wert 0,5 µg/L. Zwei quartäre GWM östlich bzw. nordöstlich (P16Q und P17Q), mutmaßlich seitlich des Abstroms, sind seit ihrer Errichtung 2013 praktisch unbelastet von PCB. Einige neuere Grundwasser-Konzentrationen des Quartär sind im **Anhang A1** wiedergegeben.

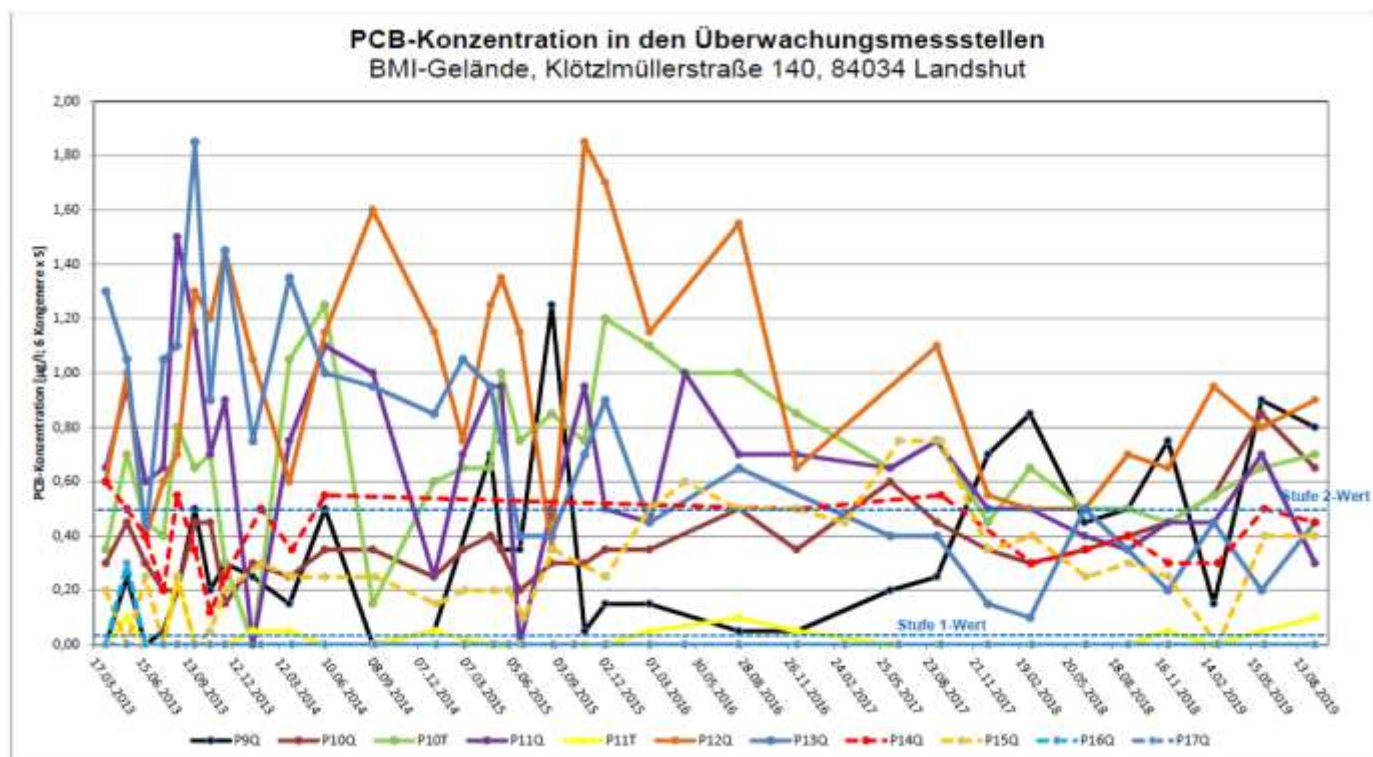


Bild 2.6: Konzentrationsverlauf in den Quartär-Messstellen des BMI-Geländes (aus [3a]); PCB₆₋₅ in µg/L

Im Rahmen der Baumaßnahmen auf der nördlichen Seite des Klötzlmühlbachs wurden zwischen Ende 2017 und Anfang 2019 aus zwei Brunnen große Wassermengen von mindestens 210 m³/h je Brunnen gefördert. In späteren Phasen wurden auch andere Brunnen zur Wasserhaltung betrieben. Der entstandene Absenktrichter erfasste auch das BMI-Gelände südlich des Klötzlmühlbachs, wodurch die Grundwasserfließrichtung von Nordost auf Nord in Richtung der Entnahmebrunnen gedreht wurde [3a].

Während der Grundwasserhaltung waren PCB im geförderten Wasser mit PCB₆₋₅-Konzentrationen zwischen 0,05 und 0,5 µg/L (= 50 und 500 ng/L) nachweisbar. Seit März 2019 wird auch aus den GWM P11Q, P14Q und P15Q Grundwasser gefördert, um einen weiteren Zustrom von PCB-belastetem Wasser Richtung Norden in die dortige Wasserhaltung zu verhindern; die Absenkung betrug 0,7-1,4 m. Der seitdem gemessene Konzentrationsverlauf ist im Bild 2.7 dargestellt. Im geförderten Wasser stellten sich annähernd stabile PCB-Gehalte ein, im Mittel der PCB₆₋₅ bei 0,5 µg/L (arithmetische Mittelwerte aller 36 Messungen: P11Q = 0,58 µg/L, P14Q = 0,46 µg/L, P15Q = 0,48 µg/L) [3a].

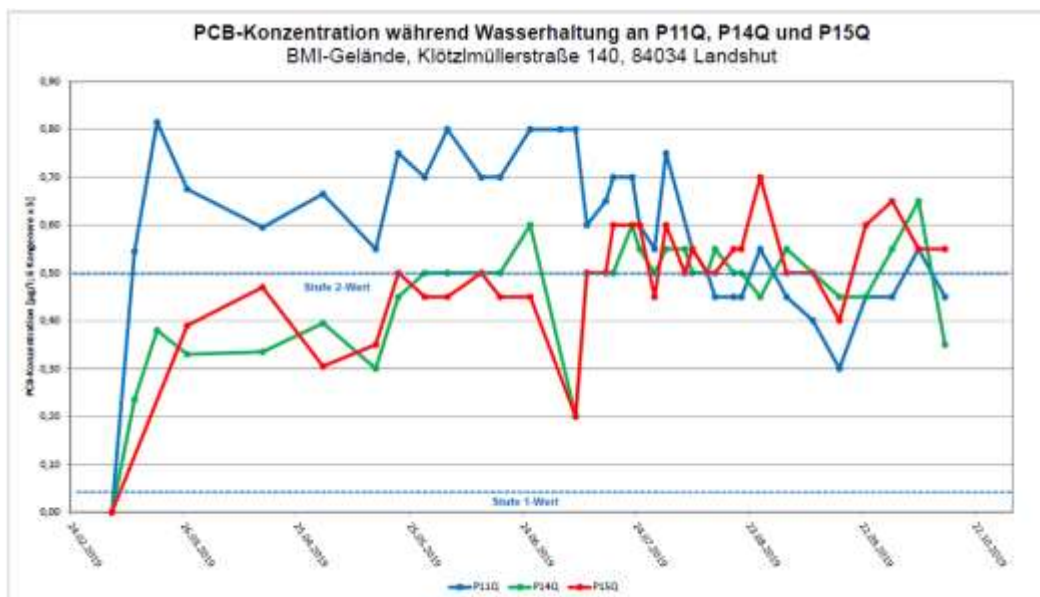


Bild 2.7: Konzentrationsverlauf in den Quartär-Messstellen P11Q, P14Q und P15Q während der Wasserhaltung auf dem BMI-Gelände (aus [3a]); PCB_{6·5} in µg/L

Die PCB-Konzentrationen im Grundwasser werden auf Bodenbereiche in der gesättigten Bodenzone mit PCB-Konzentrationen unterhalb des Sanierungszielwerts Boden (< 10 mg/kg) zurückgeführt. Es genügt hier nach [3a] eine PCB-Konzentration im Boden von deutlich unter 10 mg/kg in der wassergesättigten Zone, um die gemessenen PCB-Konzentrationen (um 0,5 µg/L) im Grundwasser zu bewirken (s. hierzu **Abschnitt 3.1** mit **Anhang A4**). Die Restbelastung wird als Ursache für den sehr langsamen Rückgang der Grundwasser-PCB-Konzentrationen gesehen.

Bedingt durch das Ausbreitungsverhalten wird damit gerechnet, dass die aktuellen PCB_{6·5}-Konzentrationen um 500 ng/L im Grundwasser noch längere Zeit, jedoch mit sinkender Tendenz auftreten werden. Es gibt keine Hinweise, dass noch PCB-Belastungen im Boden vorliegen, die ein Nachlieferungspotenzial für einen künftig steigenden Eintrag in das Grundwasser haben könnten [3a]: Zum einen wurden die PCB-Belastungen in der ungesättigten Bodenzone bis auf eine minimale Restbelastung an der westlichen Grundstücksgrenze (Böschung) vollständig entfernt (Quellenbeseitigung), zum anderen liegen die in der wassergesättigten Zone (398,7 m ü. NN und tiefer) gemessenen verbliebenen PCB_{6·5}-Boden-Konzentrationen unterhalb des Sanierungszielwerts.

Zum Schutz vor einer möglichen Gefährdung über den Wirkungspfad Grundwasser - Mensch wird in [3a] vorsorglich eine Nutzungsbeschränkung des Grundwassers für Badezwecke, Bewässerung oder sonstigen Gebrauch empfohlen, solange der Stufe-1-Wert (50 ng/L) im Grundwasser überschritten ist.

Nordnordöstlich des BMI-Geländes wurden seit Januar 2019 in Bauwasserhaltungsbrunnen PCB_{6·5}-Konzentrationen über 0,05 µg/L (> Stufe-1-Wert) nachwiesen, vereinzelt in Brunnen 7 auch darüber (maximal 0,60 µg/L am 07.10.2019). Messungen im weiteren Abstrom (erfasst seit

29.08.2019) ergaben in Grundwasserproben mehrerer Privatgrundstücke Konzentrationen ebenfalls bis 0,50 µg/L [6d]. Die mutmaßliche PCB-Fahne im Grundwasserabstrom mit PCB₆·5-Konzentrationen über 0,05 µg/L ist im **Bild 2.8** dargestellt (Daten siehe **Anhang A1**).

Unter Berücksichtigung eventueller Schwankungen wird in den Szenarien dieses Berichtes eine **PCB_{gesamt}-Grundwasserkonzentration von 1000 ng/L = 1,0 µg/L** angenommen. Damit sind auch die Schätzungen für das Grundwasser im Abstrom auf der sicheren Seite.

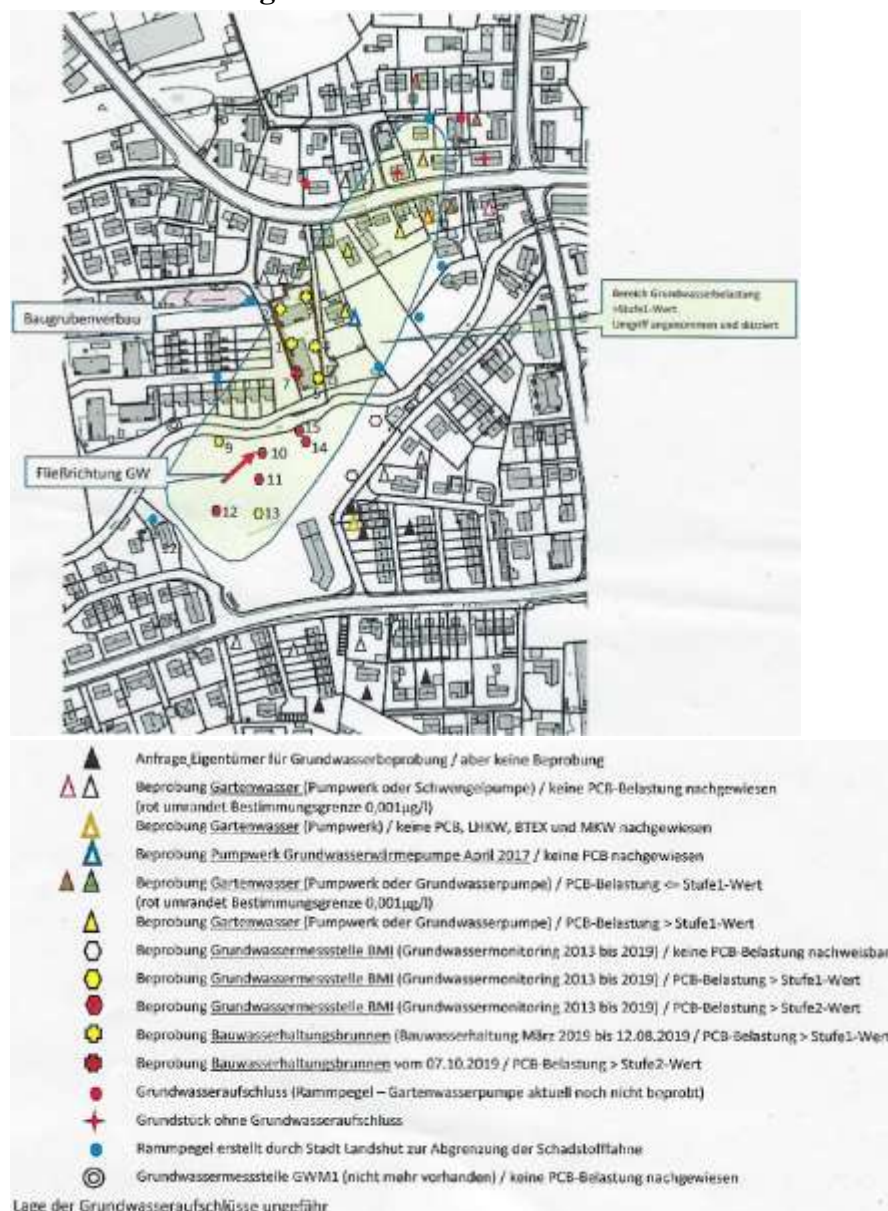


Bild 2.8: Lageplan mit allen Grundwassermessstellen auf dem BMI-Gelände und im Umfeld, PCB₆·5-Konzentrationen gemäß [1]; Stand 04.11.2019; Quelle: Stadt Landshut, Amt für öffentliche Ordnung und Umwelt [6d]

3 Eigenschaften der Polychlorierten Biphenyle (PCB) und Verhalten in der Umwelt

3.1 Eigenschaften der PCB

Polychlorierte Biphenyle (PCB) umfassen 10 Gruppen von insgesamt 209 Einzelkongenere mit 1 bis 10 Chloratomen, deren Struktur durch das mit bis zu 10 Chloratomen substituierte Biphenyl mit der Formel $C_{12}H_{10-x}Cl_x$ ($x=1$ bis 10) beschrieben wird. Zur Vereinfachung der Nomenklatur hat sich eine Durchnummerierung für die verschiedenen PCB-Kongenere (beginnend bei 2-Monochlorbiphenyl als PCB-1 und endend bei 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-Decachlorbiphenyl als PCB-209) durchgesetzt (s. **Anhang A3a**). Kommerzielle PCB-Produkte sind Gemische dieser Kongenere unterschiedlicher Zusammensetzung („Muster“). Die PCB unterliegen wegen ihrer Persistenz, Bioakkumulationsfähigkeit und Toxizität zahlreichen internationalen Regelungen; sie gehören zu den im Stockholmer Übereinkommen (Anhang A und C) [4] erfassten persistenten organischen Verbindungen („**P**ersistent **O**rganic **P**ollutants“, POPs).

Aus Gründen der Praktikabilität und der Vergleichbarkeit von Ergebnissen beschränkt man sich bei PCB-Bestimmungen meist auf bestimmte PCB-Kongenere, die analytisch leicht erfassbar sind und in den technischen Produkten in höheren Anteilen enthalten sind. Als Leitsubstanzen (Indikator-Kongenere), die den PCB-Gehalt einer Probe repräsentieren, haben sich PCB-28, -52, -101, -138, -153 und -180 (PCB₆) bewährt; toxikologische Aspekte standen bei der Auswahl nicht im Vordergrund. Ergänzend werden gelegentlich in neueren Regelwerken und Studien (u. a. E-BBodSchV [2b], Sickerwasser) auch dioxinähnliche PCB durch Erfassung von PCB 118 einbezogen, das zu den PCB mit dioxinähnlicher Wirkung (dl-PCB) gehört (PCB₆+PCB118=PCB₇).⁴

Die unterschiedlichen Eigenschaften der einzelnen PCB-Kongenere bezüglich Löslichkeit, Dampfdruck, Adsorption, Bioakkumulation oder Abbaubarkeit beeinflussen die Haltbarkeit (Persistenz) und die Verteilung in der Umwelt erheblich. Vorläufige Schätzungen beziffern Halbwertszeiten des PCB-Abbaus in Wasser und Sedimenten auf ca. 30 Jahre bis hin zu ca. 200 Jahren [46]. Unter anaeroben Bedingungen wie z.B. in Sedimenten werden höher chlorierte PCB leichter mikrobiell abgebaut als geringer chlorierte Homologe und die niedriger chlorierten akkumulieren deshalb tendenziell stärker [8]. Im Gegensatz dazu können die niedriger chlorierten PCB teilweise aerob mikrobiell umgewandelt oder auch (seltener) mineralisiert werden [7]. Deshalb Die Kongenere Muster in Luft, Wasser, Boden und Pflanzen unterscheiden sich deshalb erheblich, in der Nahrungskette findet zudem eine Anreicherung der lipophileren (stärker fettliebenden) höher chlorierten PCB in fetthaltigen Geweben statt. In der Luft und im Wasser überwiegen die leichter flüchtigen und stärker wasserlöslichen niederchlorierten PCB mit 3 bis 5 Chloratomen (repräsentiert durch PCB 28, PCB 52, PCB 101). In Lebensmitteln tierischer Herkunft dominieren dagegen die höherchlorierten PCB mit 6 oder 7 Chloratomen

⁴ In drei nicht repräsentativen Grundwasserproben des BMI-Geländes betrug die mittlere zusätzliche PCB118-Konzentration 16 % der PCB₆ (siehe **Anhang A1**).

(repräsentiert durch PCB 138, PCB 153 und PCB 180). In menschlichen Fettproben überwiegen die höher chlorierten Verbindungen mit mehr als fünf Chloratomen mit einem Anteil von ca. 90 %, der Anteil aller mit bis zu (einschließlich) fünf Chloratomen substituierten und damit leichter flüchtigen PCB beträgt dagegen nur maximal 10 % [9].

Mit den Verteilungskoeffizienten Octanol/Wasser P_{ow} lässt sich das Adsorptionsvermögen der PCB an die Bodenmatrix abschätzen; dieses wird bei nicht dissoziierten lipophilen Stoffen weit überwiegend vom Gehalt des Bodens an organischem Material / organischem Kohlenstoff (oc) bestimmt. Als Faustregel nennt Klöpffer [79] für die Schätzung des Adsorptionskoeffizienten K_{oc} ⁵: $K_{oc} \approx 0,4 \cdot P_{ow}$. Eine grobe Schätzung ergibt für die theoretisch zu erwartenden Grundwasserkonzentrationen erheblich größere Werte als gemessen werden (s. **Anhang A4**); diese lassen vermuten, dass die mittlere PCB-Belastung des BMI-Geländes deutlich kleiner ist als die für den Boden (Hotspots) geschätzten 3-5 mg/kg PCB₆₋₅. Zum wesentlichen Parameter, dem organischen Kohlenstoff des Aquifers, gibt es allerdings keine Messwerte.

PCB ohne Chloratome in der ortho-Position können eine planare Struktur ausbilden ähnlich dem besonders toxischen Dioxin-Kongener 2,3,7,8-TCDD. Infolgedessen zeigen sie dioxinähnliche toxische Eigenschaften (s. **Abschnitt 3.4.2**). Auch PCB mit nur einem Chloratom in ortho-Stellung sind nahezu planar und haben ebenfalls dioxinähnliche Eigenschaften. Die dioxinähnliche Potenz dieser dl-(„dioxin-like“) PCB-Kongenere wurde 2005 von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) als Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF, TE) relativ zu TCDD festgelegt, zusammen mit einer Neubewertung der PCDD/F [106], die auch von der EU übernommen worden ist [75] (s. **Anhang A3b**).

3.2 PCB in Böden und Pflanzen

Eine wesentliche PCB-Belastung von Pflanzen resultiert nach Maßgabe der einschlägigen Forschung nicht aus der Bodenbelastung ihres Standortes, sondern kommt eher über den Luftpfad [69, 70]. Die Pflanzen filtern sozusagen mit ihren großen Oberflächen die Schadstoffe aus der Luft heraus, oder sie werden über Staub und anhaftende Bodenpartikel kontaminiert:

„Der Haupteintragspfad von PCDD/F und PCB in Böden ist die Atmosphäre...⁶ Im Allgemeinen wird angenommen, dass die Bodenkontamination mit persistenten organischen Schadstoffen höher ist als die Kontamination der Pflanzen, was ein weiterer Hinweis darauf ist, dass der systemische Pfad über die Wurzel nur eine untergeordnete Rolle spielt.“ [67, 71]

„Der Haupteintragspfad von dl-PCB in Pflanzen ist die Atmosphäre. Die Aufnahme aus dem Boden über die Wurzeln, sowie die Remobilisierung (Boden als sekundäre Quelle) aus dem Boden über die Gasphase sind für die meisten Pflanzenspezies von untergeordneter Bedeutung... Der Austauschmechanismus Pflanze – Luft ist kompliziert und hängt von meteorologischen Gegebenheiten, den Kongenereneigenschaften (Chlorierungsgrad) und der Pflanzenspezies ab. Körner et al. (2007) finden, dass auch eine geringe Konzentration von PCB in der Atmosphäre zu einer Anreicherung in Weidelgras führen kann.“ [72, 73].

⁵ Verhältnis der Konzentration im Feststoff zur Konzentration im Wasser $K=c_{ads}/c_{wasser}$ bzw. $K_{oc} = K/f_{oc}$

⁶ „Generally, the concentration in the plants depends on the distribution and nature of the compounds in the atmosphere and their properties influencing the proportion between the particulate and the gas form.“ [110]

In einer Lysimeter-Untersuchung wurde die Verteilung der 7 Indikator-Kongenere in einem Aroclor-1248-belasteten Boden über ein Jahr unter natürlichen Bedingungen gemessen [86]: Der Eintrag in tiefere Bodenschichten war vernachlässigbar gering (Mittelwert 0,03 %), der PCB₇-Verlust an der Oberfläche lag dagegen zwischen 19 und 48 %, vorrangig der flüchtigeren Kongenere [86].

Für **Bayern** (2002/2003) wurde eine **flächendeckende PCB-Deposition** von 190-200 ng/(m² · d), umgerechnet ca. **70 µg/(m² · a)** geschätzt [73] (entsprechend ca. 0,9 µg/kg jährliche Zusatzbelastung des Bodens bei 0,05 m Verteilungstiefe, d.h. in 80 kg Boden, s. **Anhang A2.4**); als Hauptursache wurden dabei Primäremissionen angesehen, weniger Sekundäremissionen wie z.B. aus Böden oder Sedimenten [70, 73].

Niedrig bis mittelchlorierte PCB sind nach Maßgabe ihrer Dampfdrücke und Henry-Koeffizienten (Gas-Wasser-Verteilung) flüchtig (s. Abschnitt 6.3.1). Inwieweit diese Stoffe umgekehrt aus feuchten oder trockenen Böden ausgasen, hängt außer von den physikochemischen Eigenschaften der einzelnen Kongenere und den Umgebungstemperaturen vom Humusgehalt des Bodens ab: Je höher der Gehalt an organischem Kohlenstoff, desto größer ist die Adsorption am Boden und damit die damit verbundene Verringerung der Ausgasung. Klar ist, dass nach der Ausgasung der Weitertransport primär in gasförmigem Zustand und nicht an Partikel gebunden erfolgt: In einer städtischen Atmosphäre wurden **90 % der Summe der identifizierten 83 PCB-Kongenere in der Gasphase und 10 % an Partikeln** gemessen [74]. Die in der Gasphase weiter transportierten Stoffe werden dann über trockene oder nasse Deposition von Pflanzen oder Erdoberflächen wieder aufgenommen, wobei die niedermolekularen Kongenere bevorzugt angereichert werden [69, 70].

3.3 Anreicherung von PCB in Tieren und tierischen Nahrungsmitteln

Ein besonders wichtiger Pfad von PCB aus Umweltmedien zum Menschen ist die Anreicherung entlang der Kette (Luft) → Boden → Pflanze → Nutztier → Mensch. Auch bei nur mäßig belasteten Böden kann insbesondere der EU-Höchstgehalt von PCB₆ in Hühnereiern (40 ng PCB₆/g Fett [75]) überschritten werden [67, 70, 76, 77]. In einigen Studien konnte allerdings keine klare Beziehung zwischen den Gehalten in Böden/Bodenorganismen und den PCBgehalten in den Eiern hergestellt werden. Somit wird angenommen, dass weitere Faktoren die Aufnahme der Substanzen aus dem Boden und den Transfer in die Eier beeinflussen. Bisher sind keine systematischen Analysen über Umweltfaktoren, die die PCB-Gehalte in Eiern freilaufender Hühner beeinflussen, bekannt [67].

4 Wirkungspfade

Im Vordergrund der hier durchzuführenden Gefährdungsabschätzung stehen die folgenden Schutzgüter:

- Nutzung von Grundwasser zu verschiedenen Zwecken (Befüllen von Planschbecken oder Swimmingpools, Gartenbewässerung, als Tränke für Hühner oder andere Nutztiere)
- Arbeiter beim Umgang mit PCB-belastetem Grundwasser und Bodenmaterial im Zuge der Bauarbeiten im Bereich der derzeitigen Baugrubensohle (Direktpfad)
- Ausgasung aus dem Grundwasser und Verteilung über die Bodenluft in Außenluft/Gebäude
- auf Grundstücken im Grundwasserabstrom lebende Menschen durch den Verzehr von Nahrungspflanzen, wenn das PCB-belastete Grundwasser zur Bewässerung genutzt wird und sich die Schadstoffe in angebauten Pflanzen angereichert haben
- Menschen (Verbraucher) durch den Verzehr tierischer Lebensmittel nach Anreicherung der Schadstoffe in Futterpflanzen oder Grasaufwuchs und Aufnahme durch Tiere (Hühner, Schafe) nach Bewässerung

Standortrelevante Wirkungspfade werden beschrieben und die Exposition der Schutzgüter mit geeigneten Szenarien geschätzt und beurteilt.

Spielende Kinder und andere Personen haben Zugang zum Standort erst wenn die Gebäude fertig gestellt und die verbleibenden Freiflächen mit unbelastetem Bodenmaterial aufgefüllt sind; ein Direktkontakt mit den im tieferen Boden verbliebenen Rest-PCB ist ausgeschlossen.

Das Grundwasser ist als Ressource (ohne Betrachtung der Nutzungen) ebenfalls ein Schutzgut; es wird an Hand von Prüfwerten und der bayerischen Stufenwerte beurteilt.

5 Toxische Eigenschaften der PCB

5.1 Toxikologische Grundlagen

5.1.1 Allgemeines

Einzelne Verbindungen der 209 PCB-Einzelkongenere können voneinander unterschiedliche toxische Wirkprofile aufweisen. Die toxischen und biochemischen Wirkungen der PCB wurden in Tierversuchen und epidemiologischen Studien umfangreich untersucht [10, 11, 12, 96]. PCB sind fruchtschädigend und beeinträchtigen die Fortpflanzungsfähigkeit und Fruchtbarkeit. Beobachtet wurden unter anderem auch hormonartige (endokrine) Wirkungen (erhöhte Schilddrüsen Gewichte, verringerte Estrogen- und Schilddrüsenhormonspiegel), Neurotoxizität und Immuntoxizität (siehe unten: verringerte Antikörperproduktion und Aktivität der T-Helferzellen, erhöhte Infektanfälligkeit oder Abnahme der Lymphozyten im peripheren Blut).

Die Kongenerenmuster belasteter Nahrungsmittel und Muttermilch weichen von den in experimentellen Systemen untersuchten technischen Gemischen ab. Für den oralen Aufnahmepfad liegen jedoch einerseits Studien mit dem technischen Gemisch Aroclor 1254, andererseits mit Futter vor, das mit einem Kongenerengemisch analog dem PCB-Profil in Muttermilch behandelt wurde. Beide PCB-Mischungen zeigten quantitativ und qualitativ ähnliche Toxizität. Es wird demnach nicht mit schwerwiegenden Fehleinschätzungen bei der Risikobewertung gerechnet, wenn tierexperimentelle Ergebnisse mit technischen PCB-Gemischen zur Bewertung der oralen Humanexposition herangezogen werden [11, 12]. Eine Übersicht technischer Mischungen findet sich im **Anhang 5**. Die Kongeneren-Zusammensetzung der PCB im Grundwasser des BMI-Geländes ähnelt den technischen Produkten Clophen A40 und Aroclor 1248.

5.1.2 Lern- und Verhaltensstörungen (Neurotoxizität)

Rice und Hayward verfütterten an Rhesusaffen in den ersten 20 Lebenswochen eine rekonstituierte Milch mit $7,5 \mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ PCB in der für Muttermilch normalen Zusammensetzung. Bei einer Testung im Alter von 3 Jahren zeigten die exponierten Tiere verringerte Leistungen bei Raum- und Zeitdiskriminierungstests, die auf Lernen und Informationsverarbeitung in höheren kortikalen Bereichen beruhen [13, 14]. Diese Tiere zeigten eine hohe interindividuelle Variabilität beim Erlernen der Aufgaben (3 von 8 Tieren mit hohen Abweichungen), während diese in den Kontrolltieren nur gering ausgeprägt war. Aus den Daten dieser Studie leiten die Autoren ab, dass die verabreichte Dosis von $7,5 \mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ bereits als wirksam angesehen werden muss [11, 12].

Für Aroclor 1016, ein niedrig chloriertes PCB-Gemisch, wurde in Rhesusaffen für Raumdiskriminations-Tests ein No-observed-adverse-effect level (NOAEL) von $8 \mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ gefunden, bei $30 \mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ ließen sich erste Störungen ableiten [15]. Aufmerksamkeitsstörungen werden in Affen ab $80 \mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ Aroclor 1248 beobachtet [16].

In den Nachkommen von Affen, die bis zum Ende der Stillzeit $6\text{--}85\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ PCB Aroclor 1248 erhielten, fanden Bowman et al. [17] Hyperaktivität im Alter von 6 und 12 Monaten. Eine Nachuntersuchung derselben Tiere im Alter von 44 Monaten gab Hinweise auf Hypoaktivität ab $6\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ [18].

Jacobson und Jacobson [43] bestätigen in einer Übersichtsarbeit die starken Hinweise auf eine Korrelation zwischen einer PCB-Exposition im Uterus und neurologischen Verhaltensstörungen bis ins Schulalter.

5.1.3 Störungen des Immunsystems

Tierexperimente zum Nachweis von Störungen des Immunsystems wurden an Affen durchgeführt. Tryphonas et al. [20, 21, 22] fütterten Rhesusaffen in einer Reproduktions-Studie (s. unten) mit $5\text{--}80\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ Aroclor 1254. Die Tiere wurden mit Schafserythrozyten („sheep red blood cells“, SRBC) immunisiert und die SRBC-spezifischen Antikörper IgM und IgG bestimmt [22].

Die Befunde bei Affen unterstützen die in Humanstudien festgestellten Störungen des Immunsystems (verminderte Immunantwort auf Antigene) [10]: Innerhalb des untersuchten Dosisbereiches zeigte sich eine dosisabhängige Abnahme beider Immunglobuline. Auch bei der niedrigsten untersuchten Konzentration $5\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ fand sich bereits eine deutliche, für IgM statistisch signifikante Abnahme [11, 12, 22].

Die Wirkungen Neurotoxizität und Immuntoxizität werden durch Humanbefunde im vergleichbaren Dosisbereich gestützt: Eine Muttermilchfettkonzentration von ca. $0,7\text{ mg Gesamt-PCB/kg}$ lässt sich überschlägig auf eine maternale zugeführte PCB-Dosis von ca. $40\text{--}85\text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ umrechnen (Lowest-observed adverse-effect level, LOAEL). Die Wirkschwelle (tolerierbare zugeführte bzw. aufgenommene Dosis) wäre danach deutlich unter diesem LOAEL anzunehmen [11, 12].

5.1.4 Reproduktionstoxische Wirkungen

In einer chronischen Reproduktionsstudie mit weiblichen Rhesusaffen [23, 24, 25] wurden oral $0, 5, 20, 40$ oder $80\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ des PCB-Gemisches Aroclor 1254 in Kapseln appliziert. In den drei höchsten Dosisgruppen war die Konzeptions-(Empfängnis-)rate signifikant erniedrigt, erhöhte intrauterine Letalität und verminderte Geburtsgewichte wurden beobachtet. Auch in der niedrigsten Dosisgruppe wurden neben immuntoxischen Wirkungen bei den Nachkommen (s. oben) dosisabhängige Wirkungen auf hämatologische Parameter sowie Entzündungen der Tarsaldrüsen (Talgdrüsen der Augenlider), Augenaussonderungen und verschiedene Finger- und Zehennagel-Veränderungen festgestellt [24, 26].

Rhesusaffen zeigten auch in einer weiteren Studie erhöhte intrauterine Letalität und verminderte Geburtsgewichte ab einer PCB-Konzentration von $30\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ [12, 27]. Der NOAEL in diesen Studien betrug 5 bzw. $7\text{ }\mu\text{g}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$ Aroclor 1254 bzw. Aroclor 1016 [12, 24, 27].

Dies wird durch zwei weitere Studien an Rhesusaffen mit gleichartigen Wirkungen gestützt, bei denen 100 µg/(kg · d) Aroclor 1248 als niedrigste Dosierung getestet wurde und in denen kein NOAEL gefunden wurde [12, 28].

Studien an Nagern zeigen ebenfalls eine erhöhte fetale Mortalität sowie Veränderungen von Organengewichten; die getesteten Dosierungen lagen aber wesentlich höher [12].

5.1.5 Krebs erzeugende Wirkung

In einer Kanzerogenitätsstudie an Ratten [29] bewirkte die Applikation von 25-200 mg/kg Aroclor-Gemischen im Futter über 2 Jahre jeweils in der niedrigsten getesteten Dosis (1-2,8 mg/(kg KG · d), je nach Aroclor-Gemisch und Geschlecht) histologische Leberveränderungen, bei weiblichen Tieren auch hepatokanzerogene Wirkung. Eine ausführliche Diskussion der Krebs erzeugenden Wirkung von PCB findet sich bei Knerr und Schrenk (2006) [94] und von der Kommission Human-Biomonitoring (2014) [10].

5.1.6 Dioxinähnliche PCB (dl-PCB)

Bestimmte PCB weisen eine ähnliche Wirkung auf wie polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF, „Dioxine“; s. Abschnitt 5.1). Die Konzentrationen dieser dl-PCB sind nach [11] oft so gering, dass sie vernachlässigt werden können; sie werden von den Autoren nicht als ausschlaggebend für eine Gesamtbewertung angesehen [11], dort allerdings mit Schwerpunkt auf einer inhalativen Exposition.

Mehrere gesundheitliche Wirkungen von PCB-Gemischen korrelieren nicht mit den TE und sind auch mechanistisch nicht mit einer dioxinartigen Wirkung erklärbar. Somit ist die Erfassung dioxinähnlicher PCB-Kongenere und deren Bewertung in TE zwar eine Ergänzung zur Beurteilung der oben genannten PCB-Wirkungen, kann diese jedoch nicht ersetzen; beide Wirkungen (dioxinartige und PCB-spezifische) können sich beeinflussen, sind jedoch getrennt zu bewerten [11, 12, 95]. Eine standortbezogene Betrachtung der dl-PCB erfolgt im **Abschnitt 6.5**.

5.2 Grundlagen zur Ableitung von Beurteilungswerten

Die niedrigste dokumentierte Effektdosis im Tierversuch (Affe, Immuntoxizität) bei oraler Aufnahme liegt bei 5 µg PCB je kg KG und Tag (s. **Abschnitt 5.1**). Bei Neurotoxizität liegt die niedrigste Effektdosis ähnlich bei 7,5 µg/(kg KG · d). Die zugeführte Dosis entspricht – bei (fast) 100-prozentiger Aufnahme – der resorbierten Dosis.

Der Lowest-observed adverse-effect level (LOAEL) aus den Tierversuchen wird von Kalberlah et al. [11, 12] und der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [31b] dementsprechend als Spanne von 5 bis 7,5 µg PCB/kg und Tag angegeben (Endpunkt: Neurotoxizität). Wegen der ungenügenden Angaben zur Dosis-Wirkungs-Beziehung wird der Extrapolationsfaktor 10 verwendet, um eine Dosis ohne adverse Effekte (NAEL) auf Basis des tierexperimentellen LOAEL abzuschätzen. Es wird angenommen, dass gleiche Fettkonzentrationen etwa gleiche Wirkung bei verschiedenen Spezies besitzen. Daraus ergibt sich ein Interspeziesfaktor von 15 zwischen Affe und Mensch. Da einerseits empfindliche Tiere getestet wurden, andererseits aber auch empfindliche Personengruppen die Zielgruppe darstellen, kann der Extrapolationsfaktor für innerartliche Empfindlichkeitsunterschiede von 10 auf 3 reduziert werden. Es ergibt sich ein Gesamtextrapulationsfaktor von $10 \cdot 15 \cdot 3 = 450$. Bei einem LOAEL von 5 bis 7,5 µg/(kg KG · d) resultiert daraus eine tolerierbare resorbierte Dosis (TRD-Wert) von 11-17 ng/(kg KG · d), gerundet **15 ng (Gesamt-)PCB je kg KG und Tag** [11, 12, 95]. Dieser TRD-Wert liegt um den Faktor 3 bis 5 unterhalb des geschätzten LOAEL aus Humanstudien; auch Extrapolationen auf Basis von neurotoxischen Effekten, wie sie bei Ratten beobachtet wurden, stützen den abgeleiteten Wert quantitativ [11, 12]. Der „Minimal Risk Level“ der amerikanischen Altlastenbehörde ATSDR beträgt ähnlich **20 ng/(kg KG · d)** [96]. Dieser basiert ebenfalls auf den Arbeiten von Tryphonas et al. [20, 21] und zusätzlich auf einem NOAEL für Entwicklungsstörungen bei Neugeborenen von 50 ng/(kg KG · d) mit einem Extrapolationsfaktor 3 [96, 97].

Faroon et al. [25] stützen sich bei ihrer Bewertung von Wirkungen des PCB-Gemisches Aroclor 1254 ebenfalls auf die Reproduktionsstudie mit Rhesusaffen [24, 25]: In den drei höchsten Dosisgruppen war die Konzeptionsrate signifikant erniedrigt, und immunotoxische Wirkungen wurden in allen Dosisgruppen beobachtet. Aus einem LOAEL von 5 µg/(kg KG · d) (Endpunkt Immuntoxizität) leiten die Autoren mit einem Extrapolationsfaktor 300⁷ eine tolerierbare tägliche Dosis von **20 ng/(kg KG · d)** ab.

Aus den Ausführungen der U.S. Environmental Protection Agency (EPA) zur Krebs erzeugenden Wirkung ergibt sich ein statistisches Krebsrisiko von 10^{-5} bei einer Körperdosis von **25 ng/(kg KG · d)**. Die Risikoschätzungen zur kanzerogenen Potenz sind allerdings mit Unsicherheiten behaftet, da eine lineare Extrapolation in den Niedrigdosis-Bereich vorgenommen wurde, die nicht in Übereinstimmung mit dem als wahrscheinlich anzunehmenden nichtgentoxischen Mechanismus der Kanzerogenese wäre [95].

⁷ Faktor 10 für Umrechnung Lowest-observed-adverse-effect level (LOAEL) auf NOAEL (No-observed-adverse-effect level), Faktor 3 für Extrapolation vom Tierversuch auf den Menschen und Faktor 10 zum Schutz empfindlicher Bevölkerungsgruppen

Die Quantifizierung der Unterlagen zur Toxizität und Krebs erzeugenden Wirkung der dioxinähnlichen PCB (dl-PCB) erfolgt mit Hilfe der relativ zum Indikator-Parameter 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD) abgeleiteten Toxizitätsäquivalenzwerte (TEQ, TE; TCDD=1; s. **Abschnitt 3.1**). Von Schneider und Kalberlah [78] wird eine vorläufige tolerable tägliche Aufnahme von **1 pg TE/(kg KG · d)** abgeleitet. Dieser Wert wird allerdings durch die Aufnahme von PCDD/F über verschiedene Pfade, vor allem über tierische Lebensmittel, im Regelfall übertroffen.

6 Beurteilung der PCB für den Menschen nach den relevanten Wirkungspfaden

6.1 Beurteilung von PCB, Bauarbeiter Direktpfad Boden → Mensch

Temporär sind Bauarbeiter im Bereich der Bausohle mit Arbeiten zur Gründung von Gebäuden beschäftigt. Für den Wirkungspfad Boden – Mensch kann zunächst orientierend der Prüfwert der BBodSchV [2a] herangezogen werden:

Arbeiter bei Bauarbeiten (BBodSchV, Szenario Industrie- und Gewerbegrundstücke):

40 mg PCB₆/kg TS Boden (6 -Kongenere)

Der Prüfwert im aktuellen Entwurf zur Novellierung der BBodSchV [2b], dort Anlage 2, Tabelle 4, unterscheidet sich von diesem Wert nicht.

40 mg je kg Boden werden am Standort um mehr als eine Zehnerpotenz unterschritten, denn als Sanierungsziel ist an der Baugrubensohle, im Bereich der Grundwasserwechselzone, eine Konzentration von $\leq 10 \text{ mg/kg PCB}_{\text{gesamt}}$, d. h. ca. $\leq 10:5$ bzw. $\leq 2 \text{ mg/kg PCB}_6$ vorgeschrieben; dieses Ziel wird eingehalten [3a]. Hinzu kommt, dass ein Kontakt der Menschen mit dem Boden bei den Bauarbeiten am Standort nur temporär erfolgt, anders als im für die BBodSchV angenommenen Szenario einer lebenslangen Exposition von wöchentlich 40 Stunden⁸ [41].

Auch ein Direktkontakt mit dem Grundwasser ist für die Bauarbeiter allenfalls temporär. Ein solcher Kontakt ist nicht mit den Szenarien zur Ableitung von Prüfwerten zu vergleichen, „*die akute Toxizität der PCB ist gering, allerdings ist bereits bei subakuter Exposition eine deutliche Verstärkung der Toxizität zu beobachten.*“ [12]. Aus dem gleichen Grund sind auch ausgasende PCB für diesen Wirkungspfad (Bauarbeiten) nicht von Bedeutung. Eine langfristige Exposition durch ausgasende PCB in die Außen- oder Innenraumluft wird im **Abschnitt 6.3** betrachtet.

Aus Vorsorgegründen sollte bei den Bauarbeiten in der derzeitigen Baugrube der Kontakt mit Boden, der Restbelastungen von PCB enthält, und mit dem Grundwasser durch einfache Schutzkleidung (Handschuhe, Stiefel) minimiert werden.

Eine weitere Betrachtung dieses Wirkungspfades ist nicht notwendig.

⁸ genauer: „Dabei wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Arbeitszeit: 8 h/d an 5 d/w und 45 w/a

- Reduzierung der Exposition gegenüber Staub durch Bodenfeuchte und andere Faktoren auf 1/3 des Jahres.“ [41]

6.2 Beurteilung von PCB bei direkter Exposition durch Nutzung des Grundwassers

6.2.1 Beurteilung der PCB bei Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser

Ein humantoxikologisch begründeter Trinkwasserwert für die Gesamt-PCB wird von der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) analog zur Trinkwasserverordnung auf Grundlage des TRD-Wertes ($15 \text{ ng PCB}_{\text{gesamt}}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$, s. **Abschnitt 5.2**) abgeleitet unter Annahme von 100 % Resorption und einem Ausschöpfungsgrad von 1 % mit $5 \text{ ng PCB}_{\text{gesamt}}/\text{L}$ [31b]⁹. Abschließend wurde ein Geringfügigkeitsschwellenwert für **PCB_{6•5}** von **10 ng/L** festgelegt [31a]. Mit dem meist angewandten Ausschöpfungsgrad von 10 % ergäbe sich nach den Ausführungen der LAWA ein Trinkwasserwert von $50 \text{ ng/L PCB}_{\text{gesamt}}$. Die U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) benennt einen Trinkwasser-Höchstwert (Maximum Contaminant Level, MCL) von **500 ng/L PCB_{gesamt}** [93], ebenso der U.S.-Bundesstaat Oregon¹⁰ [105].

Mit Bezug auf diese Regelwerke sollte Grundwasser mit Konzentrationen über 500 ng/L PCB_{gesamt} nicht als Trinkwasser verwendet werden (Obergrenze). Aus Vorsorgegründen schlage ich vor, auch bei Konzentrationen über 50 ng/L PCB_{gesamt} den Verzicht auf eine Nutzung als Trinkwasser zu empfehlen. Nach meinem Wissensstand sind auch im betroffenen Gebiet keine Brunnen zur Trinkwassererzeugung vorhanden bzw. genehmigt. Auf eine solche Genehmigung sollte die Stadt Landshut auch zukünftig verzichten.

6.2.2 PCB-Aufnahme durch Kinder beim Baden in Planschbecken

6.2.2.1 Berechnung der Zusatzexposition für Kinder

Nach Hassauer und Kalberlah [12] erfolgt „die Aufnahme von PCB beim Menschen...auf inhalativem und oralem Weg, doch kann auch die Aufnahme über die Haut in nicht zu vernachlässigendem Maß zur Gesamtbelastung beitragen.“

Die Zusatzbelastung von Kindern durch die Nutzung des PCB-haltigen Grundwassers zur Füllung von Planschbecken oder Pools über diese Wirkungspfade wird mit Standort-angepassten Szenarien geschätzt (s. Anhänge 2.1.1 bis 2.1.5 mit den Grundlagen und den Berechnungen).

$E_{\text{Wasser oral}}$ (badende Kinder, oral) = **1,9 ng/(kg KG · d)**

$E_{\text{Wasser dermal}}$ (badende Kinder, dermal) = **0,094 ng/(kg KG · d)**

Eine inhalative Aufnahme während des Badens im Planschbecken erfolgt vorrangig durch Einatmen von Wassertröpfchen (s. **Anhang A2.1.5**):

$E_{\text{Wasser inhalativ}}$ (badende Kinder, Inhalation) = **0,19 ng/(kg KG · d)**

⁹ Der Ausschöpfungsgrad 1 % (üblich: 10 %) wurde in Kenntnis einer hohen PCB-Hintergrundbelastung über Nahrungsmittel von 30-80 ng/(kg KG · d) angesetzt (Stand Ende der 1990er Jahre) [31b]; siehe hierzu aber die Indizien für einen Rückgang der PCB-Belastung im Menschen (**Abschnitt 6.2.7** und in Pflanzen (**Anhang A2.5.4**))

¹⁰ „When do PCBs in drinking water become a health concern?

The federal government has established the safe drinking water standard (also called maximum contaminant level) for PCBs as 500 ppt (parts per trillion). It is unsafe to drink water with higher concentrations of PCBs.“ [105]

6.2.2.2 Beurteilungswert Grundwasser für Planschbecken, Baden, Schwimmen oder Duschen

Der U.S.-Bundesstaat Oregon empfiehlt, bei **PCB_{gesamt}-Konzentrationen im Grundwasser über 500 ng/L** wegen der Absorption durch die Haut auf die Nutzung für Baden, Schwimmen oder Duschen zu verzichten¹¹ [105].

6.2.3 PCB-Aufnahme durch Erwachsene bei der Gartenbewässerung

Mit zunehmend trockenen Sommern ist für das Sprengen von Rasenflächen und Blumenbeeten mit Grundwasser aus Hausbrunnen eine steigende Tendenz anzunehmen. Als Wirkungspfade werden die dermale und inhalative Aufnahme von PCB durch Erwachsene betrachtet.

Die Zusatzbelastung von Erwachsenen durch die Nutzung des PCB-haltigen Grundwassers zur Bewässerung eines Hausgartens über diese Wirkungspfade wird mit Standort-angepassten Szenarien geschätzt (s. **Anhang A2.2**):

$E_{\text{Wasser dermal}} (\text{Gartensprengen Erwachsene}) = 0,00053 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$

$E_{\text{Wasser inhal}} (\text{Gartensprengen Erwachsene}) = 0,082 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$

Der U.S.-Bundesstaat Oregon empfiehlt, bei **PCB_{gesamt}-Konzentrationen im Grundwasser über 500 ng/L** auf eine Bewässerung von Hausgärten zu verzichten¹² [105].

6.2.4 PCB-Aufnahme bei Nutzung von Grundwasser zur Hühnertränke

Die PCB-Aufnahme durch Hühner und die dadurch erfolgende Akkumulation in Hühnereiern wird als besonders wichtiger Wirkungspfad der PCB-Exposition von Kindern und Erwachsenen betrachtet [35, 48, 51]. Am Standort kann die Nutzung von Brunnenwasser zur Tränke von Hühnern relevant sein. Im **Anhang A2.3.2** wird die Belastung von Kindern und Erwachsenen mit einem Szenario [32] abgeschätzt zu

$E_{\text{Ei}} (\text{Kind, Brunnenwasser als Geflügeltränke}) = 2,4 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$

$E_{\text{Ei}} (\text{Erwachsene, Brunnenwasser als Geflügeltränke}) = 0,5 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$

¹¹ „What about bathing and showering?

PCBs can enter the body through the skin. Bathing, swimming and showering with water containing PCBs above 500 ppt is not recommended.“ [105]

¹² „Can I irrigate or water my garden with PCB-contaminated water?

PCBs accumulate in soil. Once in soil, PCBs can be carried through the air and taken up by plants or inhaled. Therefore water containing PCBs above 500 ppt should not be used for irrigating or watering.“ [105]

6.2.5 PCB-Aufnahme bei Nutzung von Grundwasser als Tränke für andere Nutztiere

Anders als bei der PCB-Aufnahme durch Hühner mit Verzehr von Hühnereiern ist die Nutzung von PCB-haltigem Brunnenwasser zur Tränke von Säugetieren wie **Schafen, Kaninchen oder Hasen** nicht mit dem regelmäßigen Verzehr der tierischen Lebensmittel aus Eigenproduktion verbunden. Aus gelegentlich verzehrtem Fleisch eigener Tiere ergibt sich keine Exposition, die über die übliche Belastung des Menschen mit anderen tierischen Lebensmitteln hinausgeht. Vorausgesetzt wird hier, dass die Haltung von **Kühen** mit regelmäßigem Verzehr der Milch im Wohngebiet nicht stattfindet.

6.2.6 Beurteilungswerte Grundwasser für weitere Nutzungen

6.2.6.1 Trinkwasser für Haustiere

Der U.S.-Bundesstaat Oregon empfiehlt, bei **PCB_{gesamt}-Konzentrationen im Grundwasser über 500 ng/L** auf die Nutzung als Trinkwasser für Haustiere zu verzichten¹³ [105].

6.2.6.2 Nutzungen als Brauchwasser

Der U.S.-Bundesstaat Oregon empfiehlt, bei **PCB_{gesamt}-Konzentrationen im Grundwasser über 500 ng/L** auf die Nutzung zum Kochen sowie zur Reinigung von Nahrungsmitteln, Geschirr oder Wäsche zu verzichten¹⁴ [105]. Diese jeweils kurzfristige Nutzung mit nur kurzem Kontakt zum Wasser und geringem Kontakt zu stark adsorbierenden Materialien wie Fetten kann m.E. nicht nennenswert zu einer Exposition des Menschen betragen.

6.2.6.3 Nutzung von Wärmepumpen

Wärmepumpen werden in geschlossenen Kreisläufen mit Wärmeübertragungsmitteln betrieben. Eine solche Nutzung führt – außer temporär bei Baumaßnahmen (s. **Abschnitte 6.1 und 6.3.2.1**) – zu keinem Kontakt mit dem Grundwasser. Sie ist deshalb ohne Einschränkung möglich.

¹³ „What about my pets?

Animals should not be allowed to drink water with PCB levels above 500 ppt.“ [105]

¹⁴ „What about washing dishes, utensils and food preparation areas?

PCBs in water used for washing dishes, utensils and food preparation might cling to smooth surfaces. Water contaminated with PCBs above 500 ppt should not be used to wash dishes, utensils or food preparation areas.

What about general cleaning and laundry?

PCBs in water used for general cleaning and laundry may remain on washed surfaces and on laundered fabrics. Using water containing PCBs above 500 ppt is not recommended for general cleaning and washing of clothing, bedding and linens.“ [105]

6.2.7 Zusammenfassung der PCB-Aufnahmen aus dem Grundwasser

Die in den vorangegangenen Abschnitten für ausgewählte Szenarien errechneten Körperbelastungen mit PCB_{gesamt} sind in der Tabelle 6.1 zusammengefasst.

Tabelle 6.1: Zusammenfassung der für ungünstige Szenarien abgeleitete Zusatzbelastungen von Kindern und Erwachsenen

PCB _{gesamt}	Bericht Abschnitt Nr.	Anhang Nr.	errechnete Zusatzexposition Kind bei 1000 ng/L	errechnete Zusatzexposition Erwachsene bei 1000 ng/L	tolerable Dosis [11, 12]	tolerable Konz. (10 % Ausschöpfung) ¹	Beurteilung
Nutzung Einheit:			ng/(kg KG·d)	ng/(kg KG·d)	ng/(kg KG·d)	ng/L	
Trinkwasser Kind	6.2.1	n.a.	250	n.r.	15	50	tolerable Dosis überschritten
Trinkwasser Erwachsene	6.2.1	n.a.	n.r.	29	15	50	tolerable Dosis überschritten
Planschen/Baden oral Kind	6.2.2	2.1.1	1,9	n.a.	15	n.a.	> 10 % der tolerablen Dosis
Planschen/Baden dermal Kind	6.2.2	2.1.3	0,094	n.a.	15	n.a.	
Planschen/Baden inhalativ Kind	6.2.2	2.1.3	0,19	n.a.	15	n.a.	
Baden/Duschen Erwachsene	n.a.	n.a.	n.r.	< 1,9	15	n.a.	
Gartenbewässerung dermal Erwachsene	6.2.3	2.2.1	n.a.	0,00053	15	n.r.	
Gartenbewässerung inhal. Erwachsene	6.2.3	2.2.2	n.a.	0,082	15	n.a.	
Hühnertränke, Eiverzehr Kind	6.2.4	2.3.2	2,4	n.a.	15	n.a.	> 10 % der tolerablen Dosis
Hühnertränke, Eiverzehr Erwachsene	6.2.4	2.3.2	n.a.	0,5	15	n.a.	
Tränke für andere Nutztiere und Haustiere	6.2.5, 6.2.6.1	n.a.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	
Brauchwasser	6.2.6.2	n.a.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	
Wärmepumpen	6.2.6.3	n.a.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	

rot: tolerable Konz. im Szenario überschritten, orange; im Szenario zwischen tolerabler Grenze und Obergrenze; grün: gemäß Szenario nicht relevant

n.a. nicht anwendbar, nicht aufgeführt; n.r. nicht relevant

¹ nach Literatur [31]; Ausschöpfungsgrad 10 % berücksichtigt andere Aufnahmepfade (v.a. Nahrung)

Aus der **Tabelle 6.1** geht eindeutig hervor, dass am Standort die Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser unterbleiben sollte, weil die tolerable Dosis erheblich überschritten wird. Auskunftsgemäß liegen hierzu auch keine Genehmigungen vor.

Bei gleichzeitiger Wirksamkeit der übrigen in **Tabelle 6.1** erfassten Expositionspfade würde sich folgende theoretische Maximalexposition für Erwachsene/Kinder ergeben:

Summe E_{PCB-Gesamt} (Kind) = 4,6 ng/(kg KG · d)

Summe E_{PCB-Gesamt} (Erwachsene) < 2,5 ng/(kg KG · d)

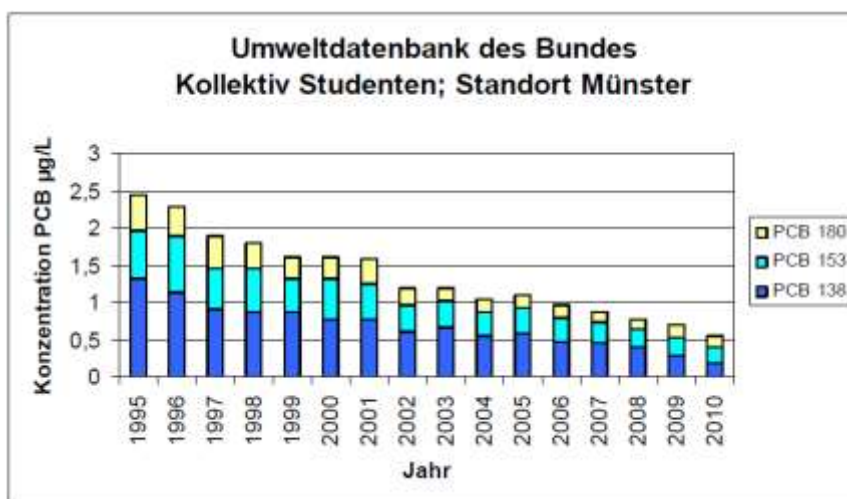
Diese Belastung ist geringer als die humantoxikologisch abgeleitete tolerable Exposition von 15 ng (Gesamt-)PCB je kg KG und Tag, jedoch mit 30 % (für Kinder) nicht unbedeutend: **Hauptwirkungspfade sind am Standort die PCB-Aufnahme über das Planschen/Baden im geförderten Grundwasser und der regelmäßige Verzehr der Eier von Hühnern**, die mit PCB-belastetem Brunnen-/Grundwasser getränkt werden. Diese Körperbelastung versteht sich zusätzlich zu den mit der Nahrung aufgenommenen PCB_{gesamt}; diese hohe PCB-Hintergrundbelastung über Nahrungsmittel, vor allem über tierische Erzeugnisse, wird mit 30-80 ng/(kg KG · d) angesetzt (Stand Ende der 1990er Jahre) [31b, 67, 68].

Die genannte Hintergrundbelastung hat sich allerdings nach Maßgabe von Humanblut- und Muttermilchuntersuchungen seit der Jahrtausendwende deutlich verringert [109, 111].¹⁵

Eine Verringerung der Exposition sollte aus Vorsorgegründen für alle Aufnahmepfade weiterhin allgemein angestrebt werden. Dies gilt auch für Aufnahmen durch Nutzung PCB-haltigen Grundwassers am Standort.

Es wird vorsorglich empfohlen, Grundwasser aus Hausbrunnen nicht regelmäßig zum Füllen von Planschbecken oder Pools für Kinder oder zum Tränken von Geflügel zu nutzen.

¹⁵ aus [109]:



aus [111]:

Bekanntmachung des Umweltbundesamtes

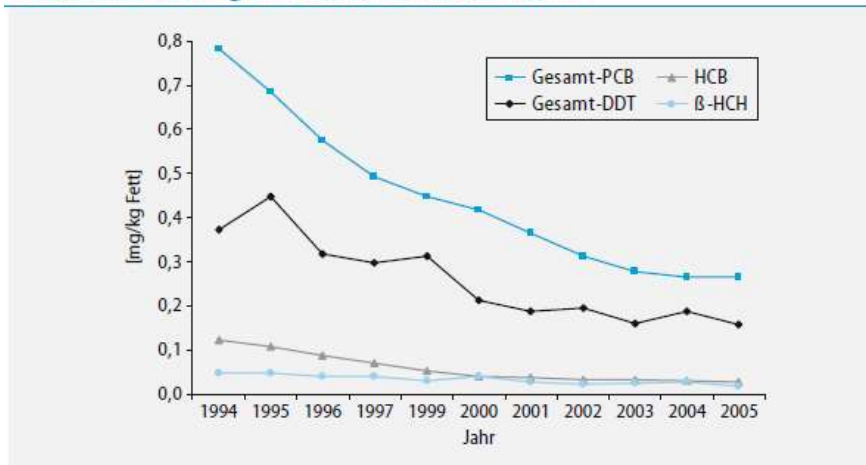


Abb. 1 ▲ Zeitliche Trends der mittleren Gehalte an Gesamt-PCB, Gesamt-DDT, HCB und β-HCH in Frauenmilch aus Deutschland zwischen 1994–2005

6.3 Ausgasung von PCB aus dem Grundwasser

6.3.1 Grundlagen

Über die Gasphase können sich flüchtige Stoffe ausgehend von der Schadstoffquelle mit vergleichsweise großer Geschwindigkeit ausbreiten (s. **Bild 6.1**). Wenn ein Austreten der Stoffe an der Bodenoberfläche und somit eine stetige Verdünnung erschwert ist, z. B. durch eine Bodenversiegelung, kann sich je nach Stärke der Kontamination die Konzentration in der Bodenluft erhöhen. Durch Fugen oder Risse sowie durch Diffusion und Advektion kann die Bodenluft in Innenräume eindringen [53].

Als Möglichkeiten der Beeinträchtigung des Schutzgutes menschliche Gesundheit infolge der Ausbreitung kontaminierter Bodenluft kommen die folgenden beiden Wirkungspfade in Betracht:

- Bodenluft → Atmosphärenluft (bodennahe Außenluft) → Mensch
- Bodenluft → Innenraumluft → Mensch

Für die Stoffaufnahme ist sowohl im freien Gelände als auch in umbauten Räumen die inhalative Aufnahme von Gasen maßgeblich. Als Quelle für Schadstoffe in der Bodenluft kommt am Standort BMI-Gelände die Grundwasserverunreinigung mit den flüchtigen PCB-Kongeneren in Frage. Die Ausgasung aus einer Schadstofffahne im Grundwasser in einen nach oben durchlässigen Bodenkörper erfolgt kontinuierlich; eine solche "Sekundärquelle" kann sich auf wesentlich größere Flächen auswirken als eine meist lokal begrenzte Kontamination der ungesättigten Bodenzone.

Ein Gleichgewicht zwischen den Schadstoffkonzentrationen c_w im Grundwasser und c_{BL} in der Bodenluft lässt sich theoretisch durch den Henry-Koeffizienten $H = c_{BL}/c_w$ beschreiben. Stoffe mit Werten für den dimensionslosen Henry-Koeffizienten über 0,04 werden als stark flüchtig bezeichnet, zwischen 0,04 und 0,0004 als flüchtig. Der aus allen verfügbaren Werten [39] errechnete Henry-Koeffizient für die PCB im Grundwasser des BMI-Geländes weist die häufigsten mittelchlorierten PCB 45, 53, 64 und 71/72 mit einem Mittelwert von 0,011 als flüchtig aus.

Die sich tatsächlich in der Bodenluft einstellende Konzentration wird allerdings vom Gleichgewicht zu erheblich niedrigeren Werten verschoben, sowohl infolge von Transportvorgängen im ungesättigten Bodenkörper als auch – bei abbaubaren Schadstoffen (kaum bei den PCB) – durch mikrobielle Umwandlung.

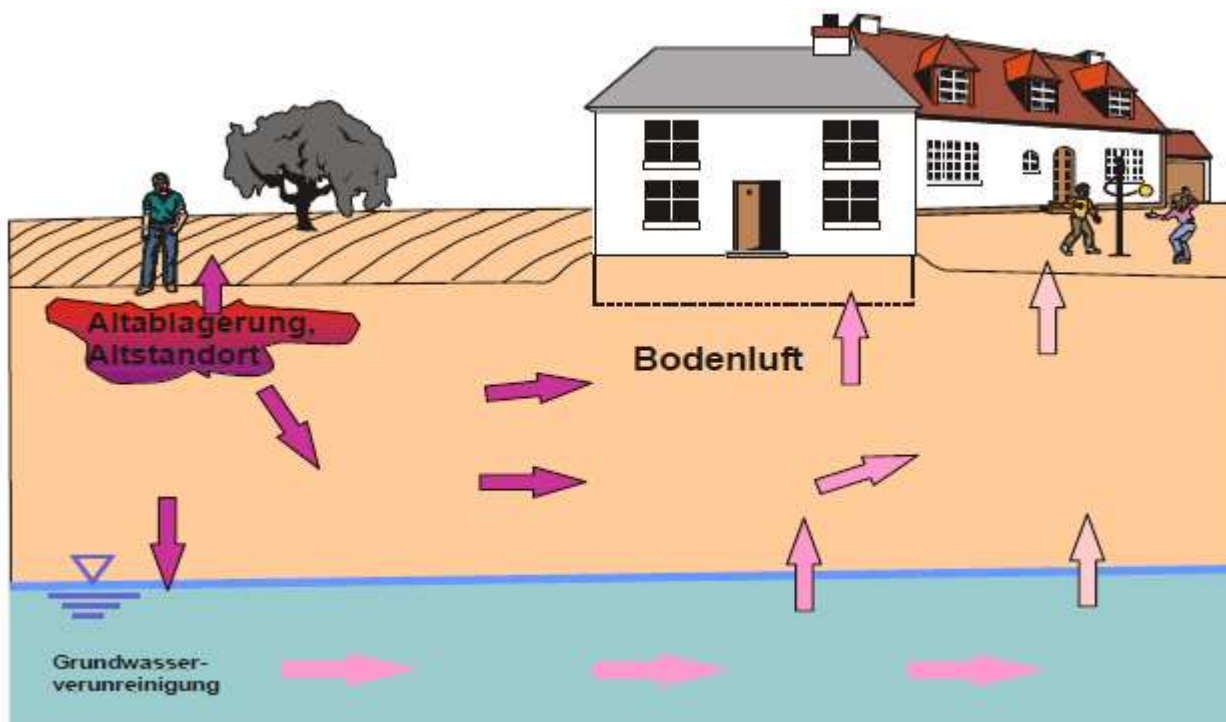


Bild 6.1: Transfer Grundwasser → Bodenluft → Keller → Wohnräume

Der Umfang des Gastransports im Boden wird im wesentlichen von der Durchlässigkeit des Bodens bestimmt. Als zeitlich variable Größe hat der Bodenwassergehalt den größten Einfluss.

Für die Möglichkeit einer Schadstoffbelastung des Menschen ist zusätzlich zum Gastransport im Boden selbst der Übertritt der Bodenluft an der Grenze zwischen Boden und Außen- bzw. Innenraumlufte von entscheidender Bedeutung. Wie im **Anhang A2.6** ausgeführt, ist für eine Bauausführung wie vorgesehen eine Verdünnung der Bodenluft um mindestens einen **Faktor 1000** gegeben. Für das **freie Gelände** gilt im Regelfall ein **Verdünnungsfaktor von 10.000**. Dieser Wirkungspfad ist deshalb nur in Ausnahmefällen relevant.

6.3.2 Wirkungspfad Grundwasser → Bodenluft → Außen-/Innenraumlufte → Mensch

Die in den Szenarien angenommene Grundwasserkonzentration von $1,0 \mu\text{g/L}$ $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ würde gemäß den Ausführungen im **Abschnitt 6.3.1** im Gleichgewicht gemäß $H=c_{\text{BL}}/c_{\text{w}}$, $c_{\text{BL}}=c_{\text{w}} \cdot H$ eine theoretische Bodenluft-Konzentration von $\text{ca. } 0,011 \cdot 1 \mu\text{g/L} \approx 10 \mu\text{g/m}^3$ $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ bewirken. Diese könnte sich als Maximalwert z.B. unter einer größeren Bodenplatte in geringem Abstand zum Grundwasser einstellen.

6.3.2.1 Bauarbeiter Inhalation

Mit dem im **Abschnitt 6.3.1** abgeleiteten Verdünnungsfaktor von 10.000 und mehr errechnet sich für die Atemluft von Bauarbeitern in der Baugrube des BMI-Geländes eine PCB_{gesamt}-Konzentration¹⁶ von **1,0 ng/m³**. Dies ist zu vergleichen mit dem von Kalberlah abgeleiteten Vorsorgewert „Richtwert I“ von 10 ng/m³ [11]. Dieser Richtwert bedeutet, dass „auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten“ sind. Die PCB-Belastung der Beschäftigten in der Baugrube des BMI-Geländes ist also unbedeutend – selbst wenn man eine temporär höhere Belastung an Sommertagen bei Windstille und eine Ausgasung aus dem verbliebenen PCB-belasteten Bodenmaterial in Betracht zieht. Damit kann die im bayerischen Merkblatt Altlasten 2 (Bodenluft) [53] geforderte messtechnische Überwachung der Bauarbeiten¹⁷ bezüglich der PCB bei den geplanten Baumaßnahmen entfallen.

Zum Vergleich: Die PCB₆-Konzentrationen in der Außenluft von Augsburg lagen 2002-2004 im Sommer bei 35-140 pg/m³, im Winter bei 20-70 pg/m³, die Jahresmediane 2002 und 2003 bei jeweils 53 pg/m³ [73]. Umgerechnet auf PCB₆:5: Sommer 0,1-0,7 ng/m³, Winter 0,1-0,35 ng/m³, Mediane 0,26 ng/m³. In Kulmbach wurde ein PCB₆-Median von 41 pg/m³, in Grassau (Chiemsee) von 20 pg/m³ ermittelt, entsprechend ca. 0,2 bzw. 0,1 ng/m³ [73].

6.3.2.2 Innenraumluft Wohngebäude mit Keller

Wenn die geplanten Gebäude auf dem BMI-Gelände einen Keller erhalten, werden diese voraussichtlich mit einer sogenannten „Weißen Wanne“ gegen temporär höher anstehendes Grundwasser gesichert sein. Damit reduziert sich auch die Rate eindringender Bodenluft mit der oben geschätzten Gleichgewichtskonzentration unter der Bodenplatte. Zudem ist auf dem flachen Gelände nicht mit Souterrainwohnungen zu rechnen. Ein rechnerischer Transferfaktor von 1:1000 ist somit für die Wohnräume ausreichend „auf der sicheren Seite“. Damit würden sich für die dauerhafte Exposition von Personen in den Wohnräumen rechnerisch **10 ng/m³** ergeben¹⁸, nicht höher als der Vorsorgewert „Richtwert I“ **10 ng/m³**, d. h. „auch bei lebenslanger Exposition (sind) keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten“ [11].

Der toxikologisch begründete „Richtwert II“ („unverzögerlicher Handlungsbedarf“) für Innenräume mit einer Nutzung von mehr als 7 Stunden/Tag wird in [11] mit 70 ng/m³ angegeben. In den weiteren Ausführungen weisen die Autoren [11] darauf hin, dass „nicht PCB-belastete“ Innenräume nach mehreren Erhebungen der 1990er Jahre eine Gesamt-PCB-**Hintergrundbelastung** über die Luft von **10-100 ng/m³** PCB_{gesamt} aufweisen (Median bis 95-Perzentil).

¹⁶ adäquat ca. 70 ng/(Mensch · d) bzw. 1,0 ng/(kg KG · d), Atemrate mittlere Aktivität 68 m³/d [32]

¹⁷ „Offene Gruben werden in der Praxis der Altlastenbearbeitung fast ausschließlich durch Personen begangen, die dem Arbeitsschutz unterliegen. Die Exposition gegenüber Gefahrstoffen, die aus dem Boden mit meist unregelmäßig verteilten Schadstoffen ausgasen, kann durch Berechnungen nicht abgeschätzt werden. Offene Baugruben im Bereich von Altlasten müssen deshalb grundsätzlich messtechnisch überwacht werden.“ [53]

¹⁸ adäquat 170 ng/(Mensch · d)¹⁸ bzw. 2,4 ng/(kg KG · d), Atemrate Ruhen 17 m³/d [32]

Die von den Bundesländern angewandte sog. PCB-Richtlinie geht von einer tolerablen PCB_{6·5}-Konzentration in Innenräumen von **300 ng/m³** aus [108], allerdings auf der Basis einer akzeptablen Dosis (eines ADI-Wertes) von 1000 ng/(kg KG · d) statt 15 ng/(kg KG · d) (siehe **Abschnitt 5.2**). Der ADI-Wert von wird aber in der neueren Literatur nicht mehr akzeptiert [11, 12, 31, 95, 96].

Kalberlah et al. [11] verweisen auch auf die Hintergrundbelastung mit PCB in Deutschland über die Nahrungsmittel, die bereits mit 30-80 ng/(kg KG · d) die tolerierbare tägliche Dosis von 20 ng/(kg KG · d) erheblich übersteigt (Stand ca. 1998). 2008 wurde festgestellt, dass 70 % der aus Lebensmitteln aufgenommenen PCB auf die tierischen Lebensmittel Eier, Milch und Milchprodukte sowie Fleisch entfallen [67, 68]. Der Schadstofftransfer über den Luftpfad ist mittelbar sehr daran beteiligt, indem Pflanzen und Böden belastet werden und in der Folge die Nutztiere. Im Gegensatz dazu ist die Aufnahme von PCB durch Menschen über Inhalation oder über die Haut in der Regel vernachlässigbar [67].

In der Beurteilung der Innenraumluftbelastung mit PCB schlagen Kalberlah et al. als Konsequenz vor, die tolerierbare Innenraumluftkonzentration mit 100 bis 70 ng/m³ PCB_{gesamt} anzusetzen [11]:

„Angesichts einer hohen Hintergrundbelastung in Deutschland, die mit angenommenen ca. 50 ng/kg und Tag den TRD-Wert deutlich übersteigt, wird empfohlen, den tolerierten Innenraumwert derzeit sowohl bei Wohnungen wie bei Nutzung über kürzere Dauer am 95-Perzentil der Innenraum-Hintergrundwerte (Räume ohne spezifische Belastungsquelle) zu orientieren. Dieser Wert liegt bei 100 ng/m³. ... Für zukünftige Szenarien mit reduzierter Hintergrundbelastung (≤ 12 ng/kg und Tag) kann ein Interventionswert (RW II) von 70 ng/m³ (Nutzung der Räume mehr als 7 Stunden/Tag) bzw. 200 ng/m³ (Nutzung ≤ 7 Stunden/Tag) empfohlen werden, der entsprechende Vorsorgewert (RW I) läge dann bei 10 bzw. 20 ng/m³.“ [11]

Die für ungünstige Bedingungen errechnete PCB-Zusatzbelastung von Menschen in Wohngebäuden durch Ausgasung von PCB aus dem Grundwasser und Eindringen ins Gebäude über die Bodenluft liegt also im Bereich der Hintergrundbelastung, die vorrangig durch tierische Lebensmittel bestimmt wird.

Im Keller des Hauptverwaltungsgebäudes der BMI eG (Kantine) im Südosten des BMI-Geländes wurde am 01.10.2019 eine Innenraumluftuntersuchung auf PCB durchgeführt. Infolge früherer Grundwassereinbrüche ist hier eine PCB-Belastung nicht auszuschließen. Die Konzentrationen aller PCB-Kongenere lagen unter den jeweiligen Bestimmungsgrenzen (< 2 bis < 10 ng/m³), d. h. in der Summe (PCB_{6·5}) < 150 ng/m³ [3d].

Wohnungen in mehrgeschossigen Wohngebäuden sind durch Türen zum Treppenhaus abgeschirmt, die aus der Bodenluft resultierenden Schadstoffbelastungen sind deshalb geringer. Wenn zusätzlich noch der Keller zwecks Entfernung von Autoabgasen aus Tiefgaragen entlüftet wird, verbleibt nur die (vielleicht durch „Kaminwirkung“ verstärkte) Zusatzbelastung über das Treppenhaus.

6.3.3 Zusammenfassung Außen-/Innenraumlufte

Die in **Tabelle 6.2** dargestellten Ergebnisse zeigen, dass durch Ausgasung von PCB aus dem Grundwasser (1000 ng/L) tolerable Konzentrationen von PCB_{gesamt} in der Luft nicht überschritten werden. Die Hintergrundwerte für Innenräume liegen bei großer Streubreite in demselben Konzentrationsbereich.

Tabelle 6.2: Errechnete Expositionen durch Ausgasung von PCB aus dem Grundwasser

PCB _{gesamt}		errechnete Exposition Erwachsene bei 1000 ng/L	tolerable Dosis [11, 12]	errechnete Konzentration bei 1000 ng/L	tolerable Konzentration [11]	Hintergrund- belastung [73, 11]
Szenario	Einheit:	ng/(kg KG·d)	ng/(kg KG·d)	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Außenluftbelastung Bauarbeiter		1,0	15	1,0	10	0,3
Innenraumbelastung		2,4	15	10	10-70	10-70

6.4 PCB im Boden, Wirkungspfad (Grundwasser -) Boden – Pflanze – Mensch

6.4.1 Anreicherung im Boden durch Bewässerung

Durch die Bewässerung eines Gartens mit PCB-belastetem Brunnen-/Grundwasser während der Vegetationszeit (Annahme: werden jedes Jahr dem Boden ca. $500 \mu\text{g}/\text{m}^2 \text{PCB}_{\text{gesamt}}$ zugeführt, verteilt auf ca. 5 cm Tiefe. Im **Anhang A2.4** wird die daraus resultierende **jährliche Zusatzkonzentration im Boden** zu ca. $7 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a}) \text{PCB}_{\text{gesamt}}$ geschätzt, nach Abzug einer mittleren Verlustrate von 30 % durch Verflüchtigung **ca. $5 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$** .

Für Bayern (2002/2003) wurde eine flächendeckende **$\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Deposition über die Luft** von ca. $70 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ geschätzt entsprechend **ca. $0,9 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a}) \text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Zusatzbelastung** des Bodens (s. **Abschnitt 3.2**). Im Vergleich dazu liegt der geschätzte maximale jährliche $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Eintrag $5 \mu\text{g}/\text{kg}$ durch das Aufbringen von PCB-belastetem Brunnenwasser 6-fach höher als die mittlere Hintergrundbelastung bayerischer Böden über die Luft.

Aus verschiedenen Untersuchungen können für **Gartenböden** ubiquitäre $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Konzentrationen von **$10\text{-}30 \mu\text{g}/\text{kg}$** angenommen werden (s. **Anhang A2.4.1**). Im Vergleich dazu ist die jährliche Zusatzbelastung von $5 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$ durch Gartenberegnung mit dem PCB-haltigen Wasser am Standort geringer, eine dauerhafte Beregnung (über 5 Jahre z. B. geschätzt $25 \mu\text{g}/\text{kg}$), würde jedoch längerfristig zu einem Zusatzeintrag in ähnlicher Höhe wie die Hintergrundbelastung führen.

Die Bewässerung von Gärten mit PCB-belastetem Grundwasser sollte deshalb bis auf weiteres am Standort nur sparsam erfolgen oder ganz unterbleiben.

6.4.2 Beurteilung von PCB im Boden, Direktpfad Boden → Mensch

Für den Direktpfad Boden → Mensch gibt die BBodSchV [2] einen gefahrenbezogenen Prüfwert von $400 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS PCB_6 entsprechend **$2000 \mu\text{g}/\text{kg} \text{PCB}_6 \cdot 5$** für Kinderspielflächen an, der auch für Wohngärten mit spielenden Kindern gelten muss [38].

In Kanada liegt die „Soil quality guideline“ Direktpfad („Residential/parkland“) für $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ bei **$1300 \mu\text{g}/\text{kg}$** [81]; dabei wurde auch die Anreicherung der PCB über die Nahrungskette mit berücksichtigt („Tertiary consumer“).

Diese Bodenkonzentrationen werden auch durch langjährige Gartenbewässerung (Zusatzbelastung Boden in 5 Jahren geschätzt $25 \mu\text{g}/\text{kg} \text{PCB}_{\text{gesamt}}$, siehe **Abschnitt 6.4.1** und **Anhang A2.4.1**) bei weitem nicht erreicht.

Die direkte Aufnahme von PCB mit dem Boden durch Kinder wird durch Bewässerung benachbarter Gärten nur unwesentlich beeinflusst.

6.4.3 Wirkungspfad Boden → Nahrungspflanze → Mensch

6.4.3.1 Beurteilungswerte Boden für den Wirkungspfad Boden → Nahrungspflanze

Für den (Teil-)Wirkungspfad **Boden → Nahrungspflanze**, d.h. für Acker- und Gartenböden gibt es in der BBodSchV [2] keinen PCB-Prüfwert. Die menschliche Aufnahme von PCB über pflanzliche Lebensmittel wird im Vergleich zu Lebensmitteln tierischer Herkunft (nach Anreicherung aus Futterpflanzen) als gering angesehen.

Für Grünland ist in der BBodSchV [2a, 2b] im Hinblick auf die Pflanzenqualität Schadstoffübergang Boden - Nutzpflanze unter Berücksichtigung der Anreicherung in Nutztieren) ein **Maßnahmenwert** für PCB₆ von 200 µg/kg TS festgeschrieben entsprechend (mit Faktor 5) **PCB_{gesamt} (Grünland) 1000 µg/kg TS**. Dieser Wert markiert für ungünstige Bedingungen (am Standort z.B. eine Nutztierhaltung) die Grenze zur Gefahr¹⁹ [41].

In Kanada liegt die – inklusive Anreicherung in der Nahrungskette berechnete – „Soil quality guideline“ für **PCB_{gesamt}** bei **500 µg/kg Boden** (Agricultural land use) bzw. **1300 µg/kg Boden** (Residential/parkland use) [81].

Für die Niederlande wurden auf Basis der PCB₇-Kongeneren-Zusammensetzung der Hintergrundbelastung von Böden (18 µg/kg, PCB-118-Anteil 15 %) Referenzwerte von 360 µg/kg (Wohngebiet mit Garten) bzw. **70 µg/kg Boden PCB_{gesamt} (Wohngebiet mit Gemüsegarten)** abgeleitet.

Im Vergleich zum Maßnahmenwert der BBodSchV und den Richtwerten aus Kanada ist die am Standort durch Grundwassernutzung zu erwartende jährliche Zusatzbelastung von 5 µg/(kg · a) gering. Auch der Referenzwert 70 µg/kg Boden der Niederlande wird in 5 Jahren durch intensive Bewässerung nicht erreicht.

6.4.3.2 Transfer Boden → Nahrungspflanze

Für chlororganische Verbindungen wie PCB erfolgt eine Exposition von Nutzpflanzen überwiegend über den Luftpfad (Verflüchtigung aus dem Boden), gefolgt von der Kontamination durch Aufwirbelung und Deposition belasteter Bodenpartikel (Winderosion) sowie Spritzwasser (siehe **Anhang A2.5.2**). Die Anreicherung der PCB aus dem Boden ist für die meisten Pflanzenarten gering, Ausnahmen sind Kürbis, Melone oder Zucchini. Der Luftpfad führt somit zu einer allgemeinen PCB-Hintergrundbelastung von Böden und Pflanzen (s. **Anhänge 2.4.1 und 2.5.4**). **Die Bewässerung der Gartenböden am Standort ist somit eine Zusatzbelastung, die in Relation zur Hintergrundbelastung bewertet werden muss.**

¹⁹ „Für die Ableitung von Prüfwerten wird die Exposition so bemessen, daß ”im ungünstigen Expositionsfall” auf das Vorliegen einer Gefahr für das Schutzgut zu schließen ist. Dabei ist auch das Ausmaß der möglichen Beeinträchtigung des Schutzgutes zu beachten. Je nach Zuverlässigkeit und Umfang der für die Expositionsabschätzung zur Verfügung stehenden Datenmenge wird für den ”ungünstigen Fall” von einem hohen Perzentil der möglichen Expositionsbedingungen ausgegangen.“ [41]

Im **Abschnitt 6.4.1** dieses Berichtes und **Anhang A2.4.2** wird die aus einer Bewässerung von Gartenböden am Standort resultierende **jährliche Zusatzkonzentration im Boden** zu ca. 7 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$ $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ geschätzt, nach Abzug einer mittleren Verlustrate von 30 % durch Verflüchtigung **ca. 5 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$** .

Wenn ein Gartenboden über mehrere Jahre mit den langlebigen PCB bewässert wird, ist also mit einer nennenswerten Anreicherung im Boden zu rechnen, die in z.B. 5 Jahren die Hintergrundbelastung 10-30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Boden erreichen kann (s. **Anhang A2.4.1**). Eine stärkere Durchmischung des Bodens wie z.B. Graben würde diesen Wert erheblich reduzieren.

Auf einem über 5 Jahre regelmäßig mit PCB-haltigem Grundwasser bewässerten Boden werden voraussichtlich auch die darauf gezogenen Pflanzen eine (im Mittel) höhere PCB-Belastung aufweisen. Diese Belastung ist wegen der nur grob schätzbaren Boden-PCB-Konzentrationen, unterschiedlicher Bodenbearbeitung und sehr unterschiedlicher Aufnahmezeiten der Pflanzen nur sehr grob zu schätzen:

Wenn die $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Zusatzkonzentration des Bodens wie oben geschätzt im Jahr 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ausmacht, errechnet sich für darauf gewachsene Pflanzen mit einem realistischen mittleren Akkumulationsfaktor 0,1 ($c_{\text{Pflanze}}/c_{\text{Boden}}$) eine **mittlere $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Zusatzkonzentration von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$** für darauf gewachsene Pflanzen (**Anhang A2.5.3**). Dieser Wert ist gering im Vergleich zu der Hintergrundbelastung von Pflanzen über die Luft (s. **Anhang A2.5.4**).

Nach 5 Jahren würden allerdings durch regelmäßiges Bewässern mit Grundwasser die geschätzten PCB-Konzentrationen der Pflanzen auf **2,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$** steigen, wenn die PCB-Belastung des Wassers nicht sinkt.

6.4.3.3 Beurteilungswerte Pflanzen

Lebensmittel für Säuglinge und Kleinkinder dürfen nach EU-Verordnung 1259 (2011) [75] nicht mehr als 1,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischmasse²⁰ PCB_6 enthalten:

Getreide als Grundlage für Lebensmittel für Kleinkinder: 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischmasse (6 PCB -Kongeneren) bzw. 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischmasse ($\text{PCB}_{\text{gesamt}}$).

Der Höchstgehalt von PCB_6 ²¹ in **Futtermittel**-Ausgangserzeugnissen pflanzlichen Ursprungs ist in der EU mit 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ festgelegt, bezogen auf ein Futtermittel mit einem Feuchtigkeitsgehalt von 12 % [29]; die Konzentrationen der Kongenere unter Bestimmungsgrenzen werden mit einbezogen:

Futtermittel (12 % Feuchte): 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PCB_6 entsprechend 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ $\text{PCB}_6 \cdot 5$

²⁰ EU [47]: „Frischgewicht“

²¹ „Werte von Kongeneren, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, werden gleich der Bestimmungsgrenze gerechnet: „Prüf- und Maßnahmenwerte für Schadstoffe im Wirkungspfad Boden-Pflanze werden unter der Maßgabe berechnet, dass sämtliche Werte der einzelnen Kongenere, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, gleich der Bestimmungsgrenze sind. Dies entspricht dem Herangehen in der Verordnung (EU) Nr. 277/2012, deren Höchstgehalte als pflanzenbezogene Maßstäbe in die Ableitung des Prüfwertes eingehen.“ (E-BBodSchV [2b], Begründung, S. 333)

Gemessen an dem Lebensmittel-EU-Höchstgehalt $5 \mu\text{g/kg PCB}_{\text{gesamt}}$ für Säuglinge und Kleinkinder ist die jährliche Zusatzbelastung von Pflanzen im Eigenanbau ($0,5 \mu\text{g/kg}$) infolge Bewässern eines Gartens mit PCB-haltigem Grundwasser ($1000 \text{ ng/L PCB}_{\text{gesamt}}$) nicht unerheblich. Nach fünf Jahren regelmäßiger Bewässerung kann dieser Wert mit $2,5 \mu\text{g/kg PCB}_{\text{gesamt}}$ bereits die Hälfte des Höchstgehaltes ausmachen.

6.4.3.4 PCB-Aufnahme Pflanzen durch Verzehr von Pflanzen aus Eigenanbau

Für den Fall, dass ein Garten 5 Jahre regelmäßig mit einem $1000 \text{ ng/L PCB}_{\text{gesamt}}$ enthaltenden Grundwasser bewässert worden ist (s. **Abschnitt 6.4.1**), wird im **Anhang A2.5.5** die Zusatzbelastung von Kindern mit $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ aus selbst angebauten Nahrungspflanzen zu **$15 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d) PCB}_{\text{gesamt}}$** errechnet. Die entsprechende zusätzliche Körperbelastung eines Erwachsenen beträgt **$4,5 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d) PCB}_{\text{gesamt}}$** . Die tolerierbare Zusatzbelastung $15 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d) PCB}_{\text{gesamt}}$ ist dann für Kinder vollständig erreicht, für Erwachsene zu 30 %.

Es wird vorsorglich empfohlen, das Grundwasser am Standort nicht regelmäßig zur Bewässerung von Nahrungspflanzen zu nutzen.

6.4.4 Wirkungspfad Boden → Nahrungspflanze → Nutztier (→ Mensch)

6.4.4.1 Allgemeines

Die Bioakkumulierbarkeit der lipophilen (fettliebenden) PCB führt zu einer Anreicherung in der Nahrungskette. Das bedeutet, dass nach der Anreicherung dieser Stoffe in Pflanzen deren Nutzung als Futtermittel zu einer weiteren deutlichen Anreicherung in den Nutztieren und mit der Nahrung schließlich im Menschen, insbesondere in der Muttermilch und in Säuglingen führt.

Beim Gras von Tieren wie Weidevieh oder Geflügel wird auch immer Boden mit aufgenommen. Der aufgenommene Anteil der Bodenpartikel hängt vom Zustand des Bodens bzw. der Weide, von der Besatzdichte und dem Aufnahmeverhalten des Tieres ab; er kann 1 bis 10 % des aufgenommenen Futters betragen. Auch geerntetes Heu enthält einen anhaftenden Anteil Boden/Staub. Nach Körner et al. [72] reichern sich PCB in Milchfett z. B. mit Transferfaktoren von ca. 4,4-7,5 an. Die Verfütterung PCB-belasteten Futters an Geflügel kann ebenfalls zu erhöhten Gehalten in Fleisch und Eiern führen und eine Überschreitung von EU-Höchstwerten bewirken [51]. Bei Kaninchen, Hasen oder Schafen ist die PCB-Aufnahme wegen des unregelmäßigen Konsums unbedeutend.

6.4.4.2 Beurteilungswert Boden im Hinblick auf eine Anreicherung in Nutztieren

Für den Wirkungspfad **Boden (Grünland) → Nutztier → Mensch** gibt es einen **Maßnahmenwert** der BBodSchV [2] für landwirtschaftlich als **Grünland** genutzten Boden im Hinblick auf die Pflanzenqualität (als Futtermittel) zum Schutz vor einer Anreicherung der PCB in tierischem Fleisch, Eiern oder Milch (s. **Abschnitt 3.3**). Dieser Bodenwert liegt bei 200 µg/kg TS für die 6 Indikator-PCB-Kongenere, d.h. **1000 µg/kg** mit dem üblichen Faktor 5 für **PCB_{gesamt}**. Dieser Maßnahmenwert wird auch durch eine 5-jährige Gartenbewässerung mit Grundwasser von 1000 ng/L bei weitem nicht erreicht: Die Zusatzbelastung des Bodens würde dann **25 µg/kg PCB_{gesamt}** betragen (s. **Abschnitt 6.4.1**).

Aus Vorsorgegründen wird dennoch empfohlen, auf die Haltung von Geflügel zu verzichten, wenn der Garten mit Grundwasser bewässert wird.

Eine Quantifizierung dieses Pfades erfolgt in diesem Bericht nicht.

6.4.5 Zusammenfassung Boden und Pflanzen nach Bewässerung

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse aus den vorangegangenen Abschnitten findet sich in der **Tabelle 6.3**.

Tabelle 6.3: Zusatzbelastung von Gartenböden mit PCB_{gesamt} durch Bewässerung und der BewohnerInnen durch Verzehr selbst angebauter Nahrungspflanzen

PCB _{gesamt}	Bericht Abschnitt Nr.	Anhang Nr.	geschätzte jährliche Zusatzbelastung durch Bewässern 1000 ng/L	geschätzte Zusatzbelastung durch Bewässern 1000 ng/L nach 5 Jahren	Hintergrundbelastung	Prüf-/Maßnahmen-/Höchstwerte BBodSchV, EU; tolerable Dosis
Gartenböden nach Bewässerung	6.4.1	2.4.2, 2.4.1	5 µg/(kg Boden · a)	25 µg/kg Boden	10-30 µg/kg Boden	Grünland 1000 µg/kg Boden [2a]
Bewässern von Gartenböden, Direktpfad	6.4.2	n.a.	5 µg/(kg Boden · a)	25 µg/kg Boden	10-30 µg/kg Boden	Wohngarten 2000 µg/kg Boden [2a]
Bewässern von Gartenböden, PCB in den Pflanzen	6.4.3.2	2.5.3, 2.5.4	0,5 µg/kg Pflanze	2,5 µg/kg Pflanze	0,2-300 µg/kg Pflanze	5 µg/kg (Kleinkinder) [75]
Bewässern, Verzehr von Pflanzen d. Kind	6.4.3.4	2.5.5	3 ng/(kg KG · d)	15 ng/(kg KG · d)	n.a.	15 ng/(kg KG · d) [11, 12]
Bewässern, Verzehr von Pflanzen d. Erwachsene	6.4.3.4	2.5.5	0,9 ng/(kg KG · d)	4,5 ng/(kg KG · d)	n.a.	15 ng/(kg KG · d) [11, 12]

n.a. nicht anwendbar, nicht aufgeführt

Tabelle 6.3 zeigt, dass eine intensive Bewässerung von Gartenböden mit dem PCB-haltigen Grundwasser des Standortes zu Zusatzbelastungen von Böden und Pflanzen führen können, welche nach einigen Jahren die Hintergrundbelastung von Böden und Pflanzen erreichen können. Für Kinder kann nach mehrjähriger Bewässerung besonders der Verzehr von Pflanzen aus Eigenanbau zu einer signifikant erhöhten PCB-Aufnahme führen.

Es wird vorsorglich empfohlen, das Grundwasser am Standort nicht regelmäßig zur Bewässerung von Gartenböden und Nahrungspflanzen zu nutzen.

6.5 Dioxinähnliche PCB

Im **Anhang A3b** findet sich eine exemplarische Auswertung der Konzentrationen der dl-PCB in drei Grundwasserproben aus den Messstellen des BMI-Geländes. Die mittlere Summe der errechneten TE-Werte beträgt ca. 1,8 pg TE/L. Dies ist etwa 10^{-6} der mittleren Konzentration im Grundwasser des BMI-Geländes. Mit diesem Faktor errechnet sich die Exposition mit dioxinähnlichen PCB über die Nutzung von Grundwasser aus Hausbrunnen exemplarisch aus den im **Abschnitt 6.2.6** zusammengefassten Körperdosen für verschiedene Szenarien (Kinder: Summe 4,6 ng/(kg KG · d) PCB_{gesamt}; Erwachsene: < 2,5 ng/(kg KG · d) PCB_{gesamt}):

E_{dl-PCB} (Kind) = 0,0046 pg TE/(kg KG · d)

E_{dl-PCB} (Erwachsene) < 0,0025 pg TE/(kg KG · d)

Diese Belastung ist gemessen am vorläufigen TRD-Wert von 1 pg/kg KG · d) (s. **Abschnitt 5.2**) und der allgegenwärtigen Belastung des Menschen mit PCDD/F von mehr als 1 pg TE/(kg KG · d) unbedeutend.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Aus den betrachteten Szenarien ergeben sich die folgenden Schlussfolgerungen:

1. Die **humantoxikologische Beurteilung basiert auf** einer Betrachtung der **Gesamt-PCB (PCB_{gesamt})**, nicht auf der Summe der 6 Indikator-/Leit-Kongener PCB₆ bzw. PCB₆:5.
2. PCB sind flüchtig. Sie werden über die Luft weiträumig transportiert. Diese allgegenwärtige Belastung der Luft führt zu einer **Hintergrundbelastung** von Böden und Pflanzen und durch Anreicherung in der Nahrungskette von Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs.
3. Neben der Kanzerogenität stehen Neurotoxizität, Immuntoxizität und Reproduktionstoxizität im Vordergrund der **Wirkungen** von PCB. Eine erhöhte Körperbelastung ist deshalb für Kinder von besonderer Bedeutung, ebenso für Frauen im gebärfähigen Alter wegen der lang andauernden Anreicherung der persistenten PCB im menschlichen Fettgewebe. Aus Tierversuchen wird übereinstimmend eine tolerable Körperdosis von 15 ng je kg Körpergewicht und Tag abgeleitet.
4. Eine **Nutzung** des Grundwassers **als Trinkwasser** führt zu einer deutlich erhöhten PCB-Aufnahme des Menschen; sie sollte bei den derzeit anzutreffenden Konzentrationen **unterbleiben**.
5. Mit ausgewählten **Szenarien** werden für eine Grundwasserkonzentration von 1000 ng/L PCB_{gesamt} Körperbelastungen für Kinder und Erwachsene durch verschiedene **Grundwassernutzungen** bei Förderung über Hausbrunnen geschätzt. Diese verstehen sich **jeweils als Zusatzbelastung**, die in Relation gesetzt werden muss zu den Hintergrundbelastungen.
6. Die Szenarien zeigen eine erhöhte PCB-Exposition beim **Baden von Kindern** in mit Brunnenwasser gefüllten Planschbecken oder Pools sowie bei der Nutzung des Wassers zur **Tränke von Hühnern mit Verzehr der Eier**. Die geschätzte Körperbelastung über diese Pfade kann in der Summe bis zu 30 % der tolerablen Körperdosis betragen, sie überschreitet also für sich genommen nicht die allgemeine Exposition des Menschen mit PCB, sollte aber als eine Komponente der allgemeinen Hintergrundbelastung mit PCB vorsorglich so gering wie möglich bleiben.
7. Das **regelmäßige Bewässern** von Gartenböden mit Brunnenwasser befrachtet jeden Quadratmeter Boden jährlich mit bis zu ca. 500 µg PCB_{gesamt}. Die jährliche Zunahme der Konzentration im Boden von geschätzt 5 µg je kg Boden kann **über mehrere Jahre** zu einer **nicht mehr tolerierbaren Zusatzbelastung** führen, die dann im Bereich der Hintergrundkonzentrationen von 10-30 µg/kg Boden liegt. Die jährliche flächendeckende PCB_{gesamt}-Deposition über die Luft wurde 2002/2003 für Bayern auf ca. 0,9 µg je kg Boden geschätzt.

Wegen der beachtlichen Zusatzbefrachtung des Bodens **sollte eine Gartenbewässerung mit Grundwasser bei den derzeitigen PCB-Konzentrationen vorsorglich nur sparsam erfolgen oder ganz unterbleiben.**

8. Wenn in einem Garten **Pflanzen zum Eigenverzehr** angebaut werden, der langfristig mit Grundwasser (1000 ng/LPCB_{gesamt}) bewässert wurde, kann die PCB-Zusatzbelastung die tolerable Körperdosis erreichen. Kürbis oder Zucchini reichern PCB besonders stark an. Auch deshalb sollte eine Gartenbewässerung mit Grundwasser bei den derzeitigen PCB-Konzentrationen vorsorglich nur sparsam erfolgen oder ganz unterbleiben.
9. Für zukünftige **Bauarbeiter in der Baugrube** sind die PCB-Belastungen des gesättigten Bodens und des Grundwassers **nicht von Bedeutung**; dies gilt auch für PCB-Ausgasungen aus dem Grundwasser. Eine messtechnische Überwachung der PCB ist nicht erforderlich. Aus Vorsorgegründen wird herkömmliche Schutzkleidung (Handschuhe, Stiefel) empfohlen.
10. Die **Ausgasung** der flüchtigen PCB aus dem Grundwasser kann zwar rechnerisch zu einer Erhöhung der Exposition von Bewohnern eines Hauses mit Keller führen, die Zusatzbelastung liegt aber höchstens **im Rahmen der durchschnittlichen PCB-Hintergrundbelastung**. In Wohnungen von Mehrfamilienhäusern ist die PCB-Belastung durch Ausgasung vernachlässigbar. Hier sollte eventuell das Treppenhaus entsprechend gegen eindringende Bodenluft gesichert werden.
11. Für eine **Bebauung des BMI-Geländes** ist kein aus der Restbelastung mit PCB resultierender Hinderungsgrund erkennbar, sofern derzeit auf eine Nutzung des Grundwassers verzichtet wird.
12. **Alle Empfehlungen zur Einschränkung der Nutzung von Grundwasser über Hausbrunnen gelten sowohl für das BMI-Gelände als auch für alle Grundstücke entlang der Grundwasserfahne mit PCB-Konzentrationen über dem Stufe-1-Wert von 50 ng/L PCB_{gesamt}, gemessen als PCB₆₊₅.**
13. Eine **Grundwasserüberwachung in z.B. vierteljährlichem Rhythmus** wird empfohlen. Alle **Grundstückseigentümer** im Bereich des Grundwasserabstroms sowie eventuelle zukünftige Eigentümer von Grundstücken auf dem BMI-Gelände **sollten** über die PCB-Belastung und die Empfehlung zur sparsamen Grundwasserverwendung **informiert werden**, so lange der Stufe-1-Wert 50 ng/L überschritten ist.

8 Zusammenfassung

Die Dekontamination des mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) belasteten Betriebsgeländes der Bayerischen Milchindustrie eG (BMI) in Landshut, Klötzlmüllerstraße 140, wurde 2019 abgeschlossen. Die vereinbarten Sanierungszielwerte werden im Boden eingehalten, im Grundwasser liegen sie im Bereich von ca. 0,5 µg/L PCB₆:5, in der PCB-Grundwasserfahne bei 0,3-0,4 µg/L PCB₆:5. Die gemessene Restbelastung im gesättigten Boden liegt bei 3-5 mg/kg PCB₆:5. Es ist damit zu rechnen, dass PCB-Grundwasserkonzentrationen zwischen dem Stufe-1- und dem Stufe-2-Wert mit abnehmender Tendenz noch Jahre bis wenige Jahrzehnte auftreten werden.

Im Vordergrund der Wirkungen von PCB stehen neben der Kanzerogenität Neurotoxizität, Immuntoxizität und Reproduktionstoxizität. Vor allem für Kinder ist es wichtig, die Körperbelastung so niedrig wie möglich zu halten, ebenso für Frauen im gebärfähigen Alter wegen der lang andauernden Anreicherung der persistenten PCB im menschlichen Fettgewebe. Dies gilt angesichts einer deutlichen Hintergrundbelastung, die vor allem auf fetthaltige tierische Nahrungsmittel zurückzuführen ist.

Das vorliegende humantoxikologische Gutachten kommt zu dem Schluss, dass das PCB-haltige Grundwasser des BMI-Geländes nicht als Trinkwasser genutzt werden sollte. Eine solche Grundwassernutzung ist aber nach derzeitiger Kenntnis auch im Abstrom nicht gegeben.

Aus verschiedenen Nutzungen des Grundwassers resultierende PCB-Aufnahmen liegen unter der durchschnittlichen Hintergrundbelastung. Besonders beim Baden von Kindern in Planschbecken und dem Eigenverzehr der Eier von Grundwasser-getränkten Hühnern kann die Zusatzbelastung allerdings 10 % der tolerierbaren Körperbelastung überschreiten.

Die langjährige Bewässerung von Gärten mit PCB-haltigem Grundwasser kann zu Boden-Konzentrationen im Bereich der Hintergrundbelastung führen. In einigen Nahrungspflanzen wie Kürbis oder Zucchini werden die PCB erheblich angereichert.

Aus Vorsorgegründen wird für Grundstücke im Bereich der PCB-Grundwasserbelastung eine sparsame Nutzung des Grundwassers oder ein Verzicht empfohlen, solange die PCB₆:5-Konzentrationen deutlich über 0,1 µg/L vorliegen.

Die Bebauung des BMI-Geländes ist hinsichtlich der PCB uneingeschränkt möglich, wenn auf eine derzeitige Nutzung des Grundwassers weitgehend verzichtet wird.

Dr. Gerd Rippen
Diplomchemiker

Anhang A1: Konzentrationen der PCB in Grundwasserproben innerhalb und außerhalb des BMI-Geländes

Die folgende Tabelle enthält in den letzten Monaten gemessene Grundwasserkonzentrationen der Einzel-PCB und die für eine Beurteilung relevanten Summenwerte. Die Messstellen P9 bis P15 liegen innerhalb des BMI-Geländes, die Brunnen der Grundwasserhaltung Willy-Kölbl-Weg im nördlichen Baugebiet und die Messstellen Watzmannstr. im nordnordöstlichen Abstrom (s. Bilder A1.1 und A1.2).

Tabelle A1.1: Messergebnisse von PCB im Grundwasser des BMI-Geländes und im Abstrom

ng/L (ohne Werte < 1 ng/L)	P9	P10	P12	P11	P14	P15
Datum	07.08.2019	07.08.2019	07.08.2019	28.10.2019	28.10.2019	28.10.2019
PCB 28	13	55	31	29	43	42
PCB 52	< 24 **	35 **	24 **	35	36	33
PCB 101	< 102 ***	20 ***	48 ***	21	6	12
PCB 138	1,7	0,3	3			
PCB 153	1,7	0,3	2			
PCB 180						
PCB 118	< 31 <	5 <	23	n.b.	n.b.	n.b.
Σ PCB6	142	111	108	85	85	87
Σ PBC6 · 5	712	553	540	425	425	435
Σ alle 209 PCB gemessen	2450	1340	1430			
Stufe 1 (Σ PCB6 · 5)	50	50	50	50	50	50
Stufe 1 (einzel)	10	10	10	10	10	10
Stufe 2 (Σ PCB6 · 5)	500	500	500	500	500	500
Stufe 2 (einzel)	100	100	100	100	100	100

ng/L (ohne Werte < 1 ng/L)	Willy-Kölbl-Weg Nr. 1, 3, 3a; Br. 5	Willy-Kölbl-Weg Nr. 1, 3, 3a; Br. 7	Watzmanns tr. 53b	Watzmann str. 51	Watzmanns tr. 47	Watzmanns tr. 40
Datum	28.10.2019	28.10.2019	29.08.2019	*****	26.09.2019	14.10.2019
PCB 28	24	31	30	40	60	27
PCB 52	20	34	30	40	40	30
PCB 101	7	9				
PCB 138						
PCB 153						
PCB 180						
PCB 118	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Σ PCB6	51	74	60	80	100	57
Σ PBC6 · 5	255	370	300	400	500	285
Σ alle 209 PCB gemessen						
Stufe 1 (Σ PCB6 · 5)	50	50	50	50	50	50
Stufe 1 (einzel)	10	10	10	10	10	10
Stufe 2 (Σ PCB6 · 5)	500	500	500	500	500	500
Stufe 2 (einzel)	100	100	100	100	100	100

fett: Überschreitung von Stufe 1						
fett rot: Überschreitung von Stufe 2						
* Bestimmungsgrenze 10 ng/L statt 1 ng/L						
** PCB 52+69+73						
*** PCB 89+90+101						
Faktor alle PCB/PCB6	3,5	2,4	2,6			
Mittelwert 2,8						
Faktor PCB118/PCB6	0,22	0,05	0,21			
Mittelwert 0,16						
Mittelwert von 3 Messungen PCB gesamt						
1750 ng/L						

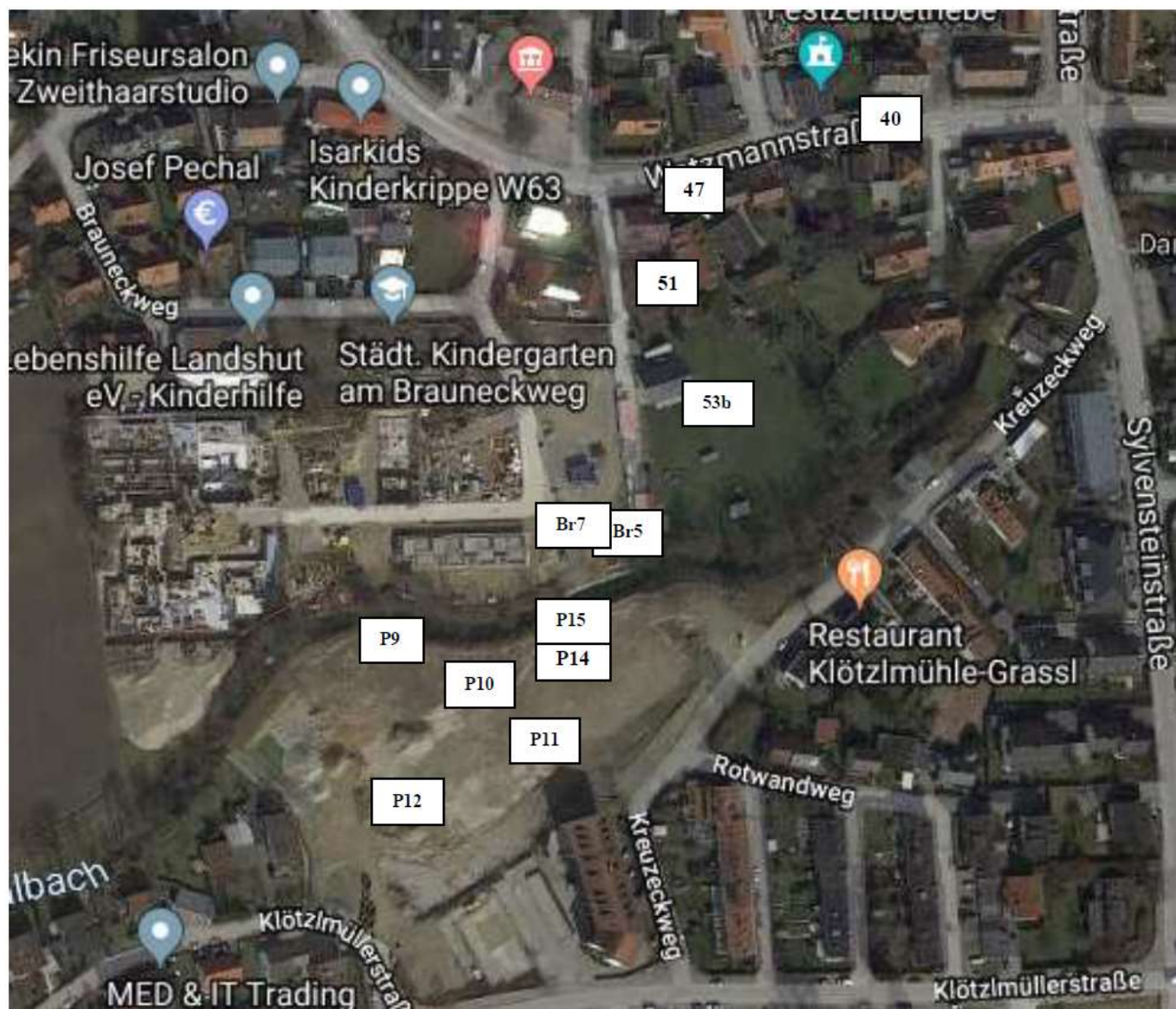


Bild A1.1: Lage der in der Tabelle aufgeführten Grundwassermessstellen und Brunnen

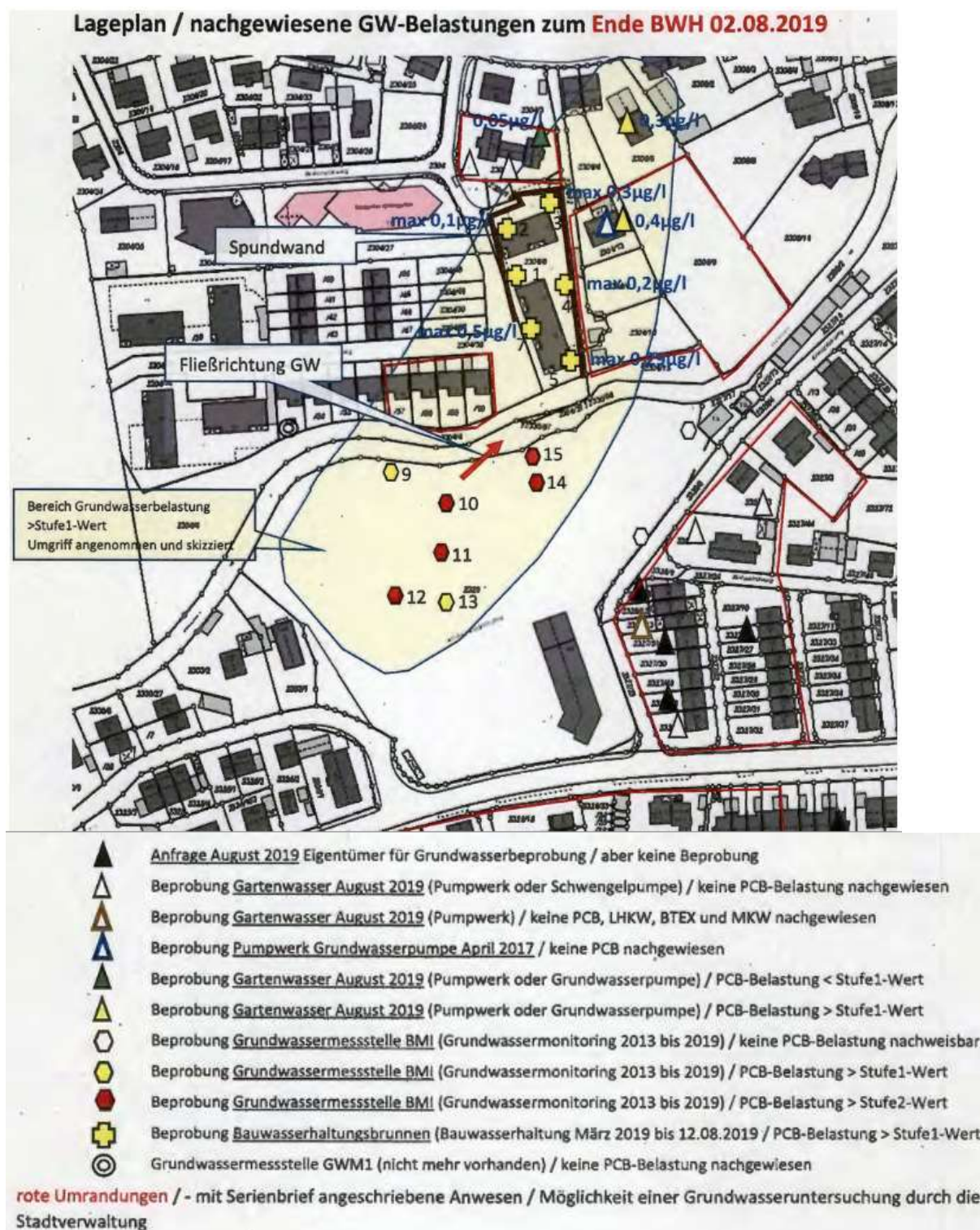


Bild A1.2: Lageplan mit Messergebnissen von PCB₆·5 im Grundwasser, orientiert an den Stufe-1- und Stufe-2-Werten des bayerischen Merkblattes [1]

Anhang A2: Berechnungen der Expositionsbeträge

Anhang A2.1 Aufnahme von PCB aus dem Grundwasser durch Kinder beim Baden in Planschbecken

Anhang A2.1.1 Verschlucken durch Kinder beim Baden in Planschbecken

Die Aufnahme von Schadstoffen durch Verschlucken (hier durch Kinder im Planschbecken) lässt sich nach [32] allgemein beschreiben durch die Gleichung

$$E_{\text{Wasser oral}} (\text{Verschlucken durch badende Kinder}) = C_W \cdot M_W \cdot ET/365 \cdot 1/KG$$

mit

C_W	= Schadstoffkonzentration in ng/L
$M_{W \text{ oral}}$	= tägliche Aufnahmemenge Wasser (L/d)
ET	= Expositionstage pro Jahr (dimensionslos)
KG	= Körpergewicht (kg)

Es wird der ungünstige Fall angenommen, dass ein Kleinkind von 1-3 Jahren (mittleres Körpergewicht 8 kg) an 55 Tagen des Jahres (mittlere Zahl der Sommertage > 25 °C 2010 in der München 46, in Regensburg 61 [34] mit steigender Tendenz) in einem mit schadstoffhaltigem Brunnenwasser gefüllten Planschbecken jeweils 100 ml Wasser verschluckt (Vorschlagswert für das Baden von Erwachsenen 50 ml [32]).

Die folgenden Daten werden gewählt:

C_W	= 1000 ng/L PCB _{gesamt} (siehe Abschnitt 2.3 des Berichtes)
$M_{W \text{ oral}}$	= 0,1 L/d
ET	= 55 (mittlere Zahl der Sommertage)
KG	= 8 kg (ungünstige Annahme: 5-Perzentil für das Körpergewicht eines 1-3 Jahre alten Kindes [33])

Damit ergibt sich für Kinder eine auf das Jahr bezogene tägliche orale PCB_{gesamt}-Aufnahme aus im Planschbecken „getrunkenen“ Hausbrunnenwasser von

$$E_{\text{Wasser oral}} (\text{badende Kinder, oral}) = 1,9 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d)}$$

Anhang A2.1.2 Allgemeines zur Schadstoffaufnahme über die Haut

Die Aufnahme von Schadstoffen aus dem Wasser durch die Haut (die dermale Aufnahme) lässt sich nach [32] allgemein beschreiben durch die Gleichung

$$E_{\text{Wasser dermal}} = C_W \cdot D \cdot F_{\text{exp}} \cdot t_{\text{exp}}/24 \cdot n \cdot ET/365 \cdot 1/KG \cdot K_{A, \text{Haut}}$$

mit

C_W	= Schadstoffkonzentration in ng/L
D	= Dicke des Wasserfilms auf der Haut (Konvention 10 ⁻² cm)
F_{exp}	= benetzte Hautoberfläche in cm ²
$t_{\text{exp}}/24$	= Expositionszeit in Stunden (dimensionslos)
n	= Ereignisse pro Tag (1/d)

ET	= Expositionstage pro Jahr (dimensionslos)
KG	= Körpergewicht (kg)
$K_{A, \text{Haut}}$	= Absorptionskoeffizient Haut (je Stunde; hier dimensionslos)

PCB werden sehr gut durch die Haut aufgenommen (Hautresorption) [36]: „Die über die Haut aufgenommene PCB-Menge kann bei mangelnden Sicherheitsvorkehrungen die inhalativ aufgenommene überschreiten. Es wird mit einer Aufnahmerate (Versuche an Affen) von ca. 20 % der aufgetragenen Menge gerechnet.“

Bei der Gleichung für den „dermalen Kontakt mit schadstoffbelastetem Wasser“ wird in einem vereinfachten Ansatz davon ausgegangen, dass innerhalb von 24 Stunden die Aufnahme der gesamten, im Wasserfilm vorhandenen Schadstoffe über die Haut stattfindet ($k_A=1$); bei einer in der Regel kürzeren Expositionszeit t_{exp} verkürzt sich die aufgenommene Schadstoffmenge entsprechend [32]. Im Folgenden wird der o.g. Wert von 0,2 aus dem Tierversuch für k_A angesetzt.

Anhang A2.1.3 Dermale PCB-Aufnahme durch Kinder beim Planschen

Für dieses Szenario gilt:

$$E_{\text{Wasser dermal}} (\text{badende Kinder, dermal}) = C_W \cdot D \cdot F_{\text{exp}} \cdot t_{\text{exp}}/24 \cdot n \cdot ET/365 \cdot 1/\text{KG} \cdot K_{A, \text{Haut}}$$

Es wird der Fall angenommen, dass ein Kleinkind von 1-3 Jahren (mittleres Körpergewicht 8 kg) an 55 Tagen des Jahres (mittlere Zahl der Sommertage $> 25^\circ\text{C}$ in der Region Landshut [34]) im mit schadstoffhaltigem Brunnenwasser gefüllten Planschbecken badet; als Badezeit wird täglich 1 Stunde angenommen (Vorschlagswert für das Baden Erwachsener 0,5 h [32]). Die gesamte Körperoberfläche F_{exp} eines 2-3 Jahre alten Kindes beträgt nach [32] und [34] im Mittel 6.000 cm^2 .

Die folgenden Daten werden gewählt:

C_W	= 1000 ng/L PCB _{gesamt} (siehe Abschnitt 2.3 des Berichtes)
D	= 0,01 cm (Konvention) [32]
F_{exp}	= 6000 cm ² (mittlere gesamte Hautoberfläche eines 2-3 Jahre alten Kindes gemäß [32] und [33])
ET	= 55 (mittlere Zahl der Sommertage) [34]
$t_{\text{exp}}/24$	= 1/24
n	= 1/d
KG	= 8 kg (ungünstige Annahme: 5-Perzentil für das Körpergewicht eines 1-3 Jahre alten Kindes) [33]
$K_{A, \text{Haut}}$	= 0,2 (siehe Anhang A2.1.2)

Damit ergibt sich eine auf das Jahr bezogene durchschnittliche tägliche dermale PCBgesamt-Aufnahme durch in Hausbrunnenwasser planschende Kinder von

$$E_{\text{Wasser dermal}} (\text{badende Kinder}) = 0,094 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$$

Anhang A2.1.4 Allgemeines zur Schadstoffaufnahme über versprühte Wassertröpfchen

Die (dimensionslosen) Henry-Koeffizienten der im Grundwasser des BMI-Geländes häufigsten mittelchlorierten PCB 45, 53, 64 und 71/72 (Mittelwert 0,011, n=37 [39]) weisen diese Substanzen als flüchtig aus Wasser aus. Eine inhalative Aufnahme dieser Stoffgruppe aus Brunnenwasser kann also sowohl nach dem Ausgasen aus Wasser als auch durch das Einatmen von Wassertröpfchen (hier bei der Gartenbewässerung) erfolgen. Dass PCB über den Luftpfad längere Strecken in der Luft zurücklegen können, ist bekannt: PCB haben sich überall auf der Erde ausgebreitet, sie sind in der Atmosphäre, den Gewässern und im Boden allgegenwärtig nachweisbar. Eine inhalative Aufnahme gasförmiger PCB während des Badens im Freien ist wegen der großen Verdünnung in der Außenluft nicht von Bedeutung; im Folgenden soll nur die Exposition von Menschen durch die Inhalation von PCB in Wassertröpfchen abgeschätzt werden.

Die Tröpfchen-Konzentration in der Luft beim Versprühen einer Reinigungsflüssigkeit aus einer Düse wird in [40] mit ca. 15 g/m³ in 0,5 m Abstand und 10 g/m³ in 1 m Abstand zur Düse angegeben. Dies ergäbe bei einer Atemrate von ca. 2 m³/h [32] und der wenig realistischen Annahme einer Bewässerung allein durch Versprühen bei 100 % Resorption eine inkorporierte Menge von 20-30 ml Wasser je Stunde bzw. bei einmaligem täglichen Sprengen von bis zu 30 ml/d.

Anhang A2.1.5 Inhalative PCB-Aufnahme durch Kinder über Wassertröpfchen beim Planschen

Die Inhalation von Wassertröpfchen durch badende Kinder im Planschbecken errechnet sich aus

$$E_{\text{Wasser inh}} (\text{Sprengen}) = C_W \cdot M_{W \text{ inh}} \cdot ET/365 \cdot 1/\text{KG}$$

mit

$$C_W = 1000 \text{ ng/L PCB}_{\text{gesamt}} \text{ (siehe Abschnitt 2.3 des Berichtes)}$$

$$M_{W \text{ inh}} = 0,01 \text{ L/d (10 ml Wasser je h, Atemrate 1 m}^3\text{/h für intensive Atemaktivität [32])}$$

$$ET = 55 \text{ (mittlere Zahl der Sommertage) [34]}$$

$$KG = 8 \text{ kg (5-Perzentil für das Körpergewicht eines 1-3 Jahre alten Kindes) [32]}$$

zu

$$E_{\text{Wasser inhal}} (\text{badende Kinder}) = 0,19 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d)}$$

Anhang A2.2 PCB-Aufnahme durch Erwachsene beim Bewässern des Gartens

Anhang A2.2.1 Dermale PCB-Aufnahme beim Sprengen von Rasen und Blumenbeeten

Für die Aufnahme von PCB über die Haut gilt die Berechnung gemäß **Anhang A2.1.2**:

$$E_{\text{Wasser dermal}} (\text{Sprengen}) = C_W \cdot D \cdot F_{\text{exp}} \cdot t_{\text{exp}}/24 \cdot n \cdot ET/365 \cdot 1/\text{KG} \cdot K_{A, \text{Haut}}$$

Es wird angenommen, dass an 55 Tagen des Jahres Hände und Unterarme einer Person über 1 Stunde vollständig benetzt werden (mittlere Zahl der Sommertage > 25 °C in der Region Landshut

[34]). Die Hautoberfläche F_{exp} von Unterarmen und Händen zusammen beträgt nach [37] bei Erwachsenen im Mittel 2.300 cm^2 .

Die folgenden Daten werden gewählt:

C_W	= 1000 ng/L $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ (siehe Abschnitt 2.3 des Berichtes)
D	= 0,01 cm (Konvention) [32]
F_{exp}	= 2300 cm^2 (mittlere Hautoberfläche von Unterarmen und Händen eines Erwachsenen) [37]
$t_{\text{exp}}/24$	= 1/24
ET	= 55 (mittlere Zahl der Sommertage) [34]
n	= 1/d
KG	= 55 kg (5-Perzentil, ungünstige Annahme) [32]
$K_{A, \text{Haut}}$	= 0,2 (siehe Anhang A2.1.2)

Mit diesen Daten ergibt sich eine auf das Jahr bezogene durchschnittliche tägliche dermale $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Aufnahme durch Bewässerung eines Gartens mit Hausbrunnenwasser von

$$E_{\text{Wasser dermal}} (\text{Gartensprengen Erwachsene}) = 0,00053 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d)}$$

Anhang A2.2.2 Inhalative PCB-Aufnahme beim Sprengen von Rasen und Blumenbeeten

Die Berechnung kann erfolgen nach **Anhang A2.1.4** gemäß

$$E_{\text{Wasser inh}} (\text{Sprengen}) = C_W \cdot M_{W \text{ inh}} \cdot ET/365 \cdot 1/KG$$

mit

C_W	= Schadstoffkonzentration in ng/L
$M_{W \text{ inh}}$	= täglich beim Gartensprengen inhalierte Menge Wasser (L/d)
ET	= Expositionstage pro Jahr (dimensionslos)
KG	= Körpergewicht (kg)

Die folgenden Daten werden gewählt:

C_W	= 1000 ng/L $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ (siehe Abschnitt 2.3 des Berichtes)
$M_{W \text{ inh}}$	= 0,03 L/d
ET	= 55 (mittlere Zahl der Sommertage) [34]
KG	= 55 kg (5-Perzentil, ungünstige Annahme) [32]

Damit ergibt sich eine auf das Jahr bezogene durchschnittliche tägliche inhalative Aufnahme an $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ durch Erwachsene beim Einatmen von Wassertröpfchen während des Gartensprengens mit Hausbrunnenwasser von

$$E_{\text{Wasser inhal}} (\text{Gartensprengen Erwachsene}) = 0,082 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d)}$$

Anhang A2.3 Anreicherung von PCB bei Nutzung von Grundwasser zur Hühnertränke

Im Folgenden soll die PCB-Aufnahme durch Hühner und die dadurch erfolgende Akkumulation in Hühnereiern mit Exposition von Kindern und Erwachsenen betrachtet werden.

Anhang A2.3.1 Tränken von Hühnern und resultierende PCB-Belastung der Eier

Die tägliche Wasseraufnahme eines Huhns wird mit ca. 0,2-0,3 L angegeben, an heißen Tagen bis zu 0,4 L [47]; als Mittelwert werden hier 0,3 L/Huhn angesetzt.

Die Anreicherung (Carry-over-Rate) von PCB aus dem Hühnerfutter in die Eier wird mit 0,4 abgeschätzt [48, 51], d. h. 40 % der PCB gehen aus 100 g Futter in 5 g Ei-Fett bzw. 50 g Ei_{gesamt} über. Die gleiche Anreicherungsrate wird hier auch für das Tränkwasser angenommen. Damit errechnen sich mit 40 % der 0,3 L/d mit einer PCB_{gesamt}-Konzentration 1000 ng/L (s. **Abschnitt 2.3**) im zum Tränken genutzten Grundwasser/Brunnenwasser $1000 \cdot 0,3 \cdot 0,4 = 120$ ng PCB_{gesamt} je 5 g Ei-Fett, d. h. 24 ng/g Ei-Fett, 2,4 µg PCB_{gesamt}/kg im täglichen Ei (50-60 g Eimasse mit ca. 5-6 g Ei-Fett).

Zum Vergleich:

Im sogenannten „Land der Feuer“ in Süditalien, bekannt für seine wilden Müllablagerungen und unkontrollierten Brände neben Kulturflächen, wurden Ei-Fett-PCB₆-Gehalte in Eiern freilaufender Hennen zwischen 0,48 und 68 µg/kg PCB₆, Median 7,4 µg/kg gemessen (n=56) [107], d.h. der EU-Höchstgehalt von PCB₆ in Hühnereiern (40 ng PCB₆/g Fett [75]) wurde zum Teil überschritten. Der PCB₆-Medianwert entspricht einem PCB₆·5-Median von 37 µg/kg im Eifett bzw. ca. 4 µg/kg PCB₆·5 im ganzen Ei.

Anhang A2.3.2 Aufnahme von PCB aus Hühnereiern

Die Aufnahme von PCB aus Hühnereiern durch den Menschen lässt sich berechnen nach der Gleichung [32]

$$E_{\text{Eier}} = AR_{\text{Ei}} \cdot C_{\text{Ei}} \cdot ET/365 \cdot f_{\text{Selbstversorger}} \cdot 1/KG$$

mit

AR _{Ei}	= tägliche Aufnahmemenge an Eiern (g/d)
C _{Ei}	= Schadstoffkonzentration in Eiern aus eigener Geflügelhaltung (µg/kg)
ET	= Expositionstage pro Jahr (dimensionslos)
f _{Selbstversorger}	= Anteil der Eier von eigenem Geflügel (dimensionslos)
KG	= Körpergewicht (kg)

Die folgenden Daten werden gewählt:

AR _{Ei}	= 22 g/d mittlere tägliche Verzehrsmenge nach [50] für Kind und Erwachsene
C _{Ei}	= 2,4 µg/kg Frischmasse bei Nutzung von Brunnenwasser zum Tränken
ET	= 365 (dimensionslos)
f _{Selbstversorger}	= 0,5
KG	= 11 kg für Kind, 55 kg für Erwachsene (ungünstige Annahmen)

Damit ergibt sich eine auf das Jahr bezogene tägliche $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Aufnahme aus Eiern eigenen Geflügels, die mit PCB-haltigem Grundwasser ($\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ 1000 ng/L) getränkt wurden, für Kinder und Erwachsene von

$$E_{\text{Ei}} (\text{Kind, Brunnenwasser als Geflügeltränke}) = 2,4 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$$

$$E_{\text{Ei}} (\text{Erwachsene, Brunnenwasser als Geflügeltränke}) \approx 0,5 \text{ ng}/(\text{kg KG} \cdot \text{d})$$

Anhang A2.4 PCB in Böden

Anhang A2.4.1 Hintergrundkonzentrationen Böden

In 10 Oberböden von Hausgärten (0-5 cm Tiefe) aus Bayreuth und Umgebung wurden ca. 2001 Konzentrationen für 12 PCB²² von 2,8 bis 158 µg/kg gemessen, der Medianwert betrug 15 µg/kg [90]. Mit dem üblichen Faktor 5 für die Umrechnung von PCB₆ in PCB_{gesamt} bzw. Faktor 4,2 für PCB₇ (= PCB₆ + 16 % PCB 118, ähnlich PCB₁₂²³) erhält man aus dem bayerischen Medianwert 15 µg/kg eine mittlere ubiquitäre PCB_{gesamt}-Bodenkonzentration für Bayern von $15 \cdot 4,2 \text{ µg/kg} \approx \mathbf{60 \text{ µg/kg}}$.

Brandenburgische Gartenböden wiesen ca. 1995-98 Medianwerte zwischen < 7 und 32 µg/kg TS der PCB₇ auf²⁴ (n=112) [88]. Ritschel [89] ermittelte für brandenburgische Ackerböden, Grünland und Flussaue Medianwerte von jeweils < 3,5 µg/kg TS PCB₇ (n=162, 93 und 25), mit dem Faktor 4,2 entsprechend < **15 µg/kg PCB_{gesamt}**; die Maximalwerte lagen bei 6,5, 12 und 81 µg/kg TS (27, 50 und 340 µg/kg PCB_{gesamt}).

Die Mittelwerte (Hintergrundwerte) in Sachsen-Anhalt liegen bei 1,5 µg/kg PCB₆ (Ackerland) bzw. 5 µg/kg PCB₆ (Grünland) [87] entsprechend **7,5 bzw. 25 µg/kg PCB_{6·5}**. Dabei muss berücksichtigt werden, dass in der ehemaligen DDR deutlich weniger PCB in Baumaterialien eingesetzt worden sind als in der BRD.

In Nordrhein-Westfalen lagen die PCB₆-Medianwerte um das Jahr 2000 in der Ballungsrandzone bei 5,3 µg/kg (Grünland) bzw. 19,7 µg/kg (Gärten) entsprechend **27 bzw. 99 µg/kg PCB_{6·5}** [70]. Bei ländlicher Raumstruktur fanden sich PCB₆-Mediane von 2,9 bzw. 6,4 µg/kg entsprechend **15 bzw. 32 µg/kg PCB_{6·5}** [70].

Für Deutschland wurden PCB₆-Bodenwerte je nach Humusgehalt zwischen 0,4 und 1,3 (Ackerboden) bzw. 1,1 und 5,7 µg/kg (Grünland) entsprechend **2,0-6,5 µg/kg und 5,5-29 µg/kg PCB_{6·5}** ermittelt [70].

Die Niederlande wiesen eine mittlere Boden-Hintergrundbelastung von 20 µg/kg PCB₇ auf [82]. PCB_{gesamt}-(Maximal-)Konzentrationen in Böden europäischer Länder zwischen 18 und 80 µg/kg sind in der **Tabelle A2.1** aufgeführt.²⁵

Zusammenfassend können also für Gartenböden ubiquitäre PCB_{gesamt}-Konzentrationen von 10-30 µg/kg angenommen werden.

Tabelle A2.1: PCB_{gesamt} in Böden europäischer Länder

²² außer den 7 „üblichen“ PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 und 180 noch PCB 8, 20, 199, 206 und 209, d.h. 2,4'-Dichlorbiphenyl, 2,3,3'-Trichlorphenyl, 2,2',3,3',4,5,5',6-Octachlorbiphenyl, 2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonachlorbiphenyl und Decachlorbiphenyl

²³ Die übrigen 5 PCB-Kongenerne haben im BMI-Grundwasser keine Bedeutung.

²⁴ PCB₇ = PCB₆ + PCB 118, siehe **Abschnitt 3.1**

²⁵ Die Originalliteratur ist im Internet nicht mehr verfügbar, deshalb können keine Mittelwerte oder Mediane angegeben werden.

<i>Countries</i>	<i>Air concentration^{a,*} (ng/m³)</i>	<i>Soil concentration^{a,*} (ng/g)</i>	<i>Vegetation concentration^{a,*} (ng/g)</i>
Spain	0.40	17.99	34.02
Belgium	1.05	80.13	234.30
France	0.83	41.12	303.52
Italy	0.56	41.12	164.19
UK	0.21	61.72	244.22

^aValues calculated from Pacyna et al.^[42]

*Maximum values.

Anhang A2.4.2 Anreicherung im Boden bei Bewässerung mit Grundwasser

Hier soll abgeschätzt werden, welche PCB_{gesamt}-Frachten über die Bewässerung von Gärten mit PCB-haltigem Brunnenwasser in die Gartenböden eingebracht werden können.

Die auf den Boden jährlich zusätzlich zu anderen Einträgen aufgebraachte PCB_{gesamt}-Konzentration $C_{\text{PCB, Boden}}$ lässt sich berechnen mittels der Gleichung

$$C_{\text{PCB, Boden}} \text{ (jährlich zusätzlich)} = C_W \cdot FM_{\text{Pumpe}} \cdot t_{\text{Bew}} \cdot n \cdot ET \cdot 1/M_{\text{Boden}}$$

mit

C_W = Schadstoffkonzentration in ng/L

FM_{Pumpe} = Fördermenge Gartenpumpe (L/h)

t_{Bew} = Bewässerungszeit (h)

n = Ereignisse pro Tag (1/d)

ET = jährliche Bewässerungstage (d/a)

M_{Boden} = Masse beaufschlagten Bodens

= berechnete Fläche F_{Boden} (m²) · Eindringtiefe d des Beregnungswassers (m) ·
Dichte ρ des Bodens (kg/m³)

Es wird davon ausgegangen, dass eine Gartenpumpe mit der mittleren Fördermenge von 1.000 L/h innerhalb einer Stunde täglich während der 55 Sommertage (> 25 °C) eine Gartenfläche von 100 m² bewässert. Die Eindringtiefe wird auf 5 cm geschätzt.

Die folgenden Daten werden gewählt:

C_W = 1000 ng/L PCB_{gesamt} (siehe **Abschnitt 2.3** des Berichtes)

FM_{Pumpe} = 1000 L/h

t_{Bew} = 1 h

n = 1/d

ET = 55 d/a

F_{Boden} = 100 m²

d_{Boden} = 0,05 m

ρ_{Boden} = 1600 kg/m³

M_{Boden} = 100 m² · 0,05 m · 1600 kg/m³ = 8000 kg

Die jährlich unter diesen Bedingungen mit der Bewässerung aus Hausbrunnen beaufschlagte zusätzliche $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Konzentration im Boden beträgt

$$C_{\text{PCB}_{\text{gesamt}}, \text{Boden}} (\text{jährlich zusätzlich}) \approx 7 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$$

Die zusätzliche jährliche Fracht je m^2 erhält man nach

$$F_{\text{PCB}, \text{Boden}} (\text{jährlich zusätzlich}) = C_{\text{W}} \cdot F_{\text{M}_{\text{Pumpe}}} \cdot t_{\text{Bew}} \cdot n \cdot ET \cdot 1/F_{\text{Boden}}$$

zu

$$F_{\text{PCB}, \text{Boden}} (\text{jährlich zusätzlich}) = 1,0 \cdot 1000 \cdot 55 \cdot 1/100 = 550 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$$

Zur Verdeutlichung: Mit dem täglichen Sprengen von 1000 L Brunnenwasser bringt man auf jeden Quadratmeter Boden täglich $1,0 \cdot 1000/100 \mu\text{g} = 10 \mu\text{g}$ PCB auf, jährlich ca. 500 μg . Diese verteilen sich in geschätzten 5 cm Bodentiefe (80 kg).

Mit der von Kobasić et al. [86] ermittelten Verlustrate durch Verflüchtigung von 30 % verbleibt eine jährliche **$\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Zusatzbelastung von ca. $5 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$.**

Anhang A2.5 Wirkungspfad Grundwasser (Hausbrunnen) → Nutzpflanze (Bewässerung)

Anhang A2.5.1 Verzehrte Menge selbst angebauter Nutzpflanzen

Für die Abschätzung der Aufnahme von PCB aus im eigenen Garten gezogenen, durch Bewässerung mit Brunnenwasser kontaminierten Nutzpflanzen ist zunächst eine Annahme über die Menge der aus eigenem Garten verzehrten Nutzpflanzen zu treffen.

In Anlehnung an die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [2] und den dazu formulierten Methoden und Beurteilungsmaßstäben [41] sind eine Betrachtung der aktuellen und der tatsächlichen Nutzung und der Nutzungsmöglichkeiten hinsichtlich des Pflanzenpfades (u.a. Grundstücksgröße) sowie ergänzende Abschätzungen oder individuelle Berechnungen der Verzehrsmengen von selbst angebautem Obst und Gemüse erforderlich.

Das sogenannte UMS-System [42] nimmt beispielsweise als realistische ungünstige Annahme einen Eigenanteil von 41 % Gemüse und 45 % Obst an. Delschen und Leisner-Saaber [43] sowie Delschen [44] nennen einen Gesamtverzehr an selbst erzeugtem Gemüse von im Mittel 119 g Frischmasse pro erwachsener Person und Tag, als 95-Perzentil ca. 300 g Frischmasse. Mit maximal ca. 1-4 kg Ernteerträgen für Obst und Gemüse je m² Nutzgarten errechnet sich überschlagsmäßig eine erforderliche Fläche von mindestens ca. 30 m² je Person (erforderlicher Flächenbedarf für den Obst- und Gemüseverzehr eines Erwachsenen 77 m² unter Annahme von 40 % Selbstversorgung) [38, 45]. Im Rahmen der vorliegenden Aufgabe wird ein **Gesamtverzehr von 300 g pro erwachsener Person und Tag aus dem eigenen Garten mit 100 m² brunnenbewässerter Fläche angenommen, für Kinder 150 g**, korrespondierend zu dem gewählten Körpergewicht von 8 kg; damit sollen auch andere ungünstige Konstellationen abgedeckt sein. Als Zeitraum für den Verzehr selbst angebauter Pflanzen sollen hier 4 Monate (120 Tage) angenommen werden.

Anhang A2.5.2 Anreicherung von PCB in Pflanzen

Für chlororganische Verbindungen wie PCB und PCDD/F erfolgt eine Exposition von Nutzpflanzen überwiegend über den Luftpfad (Verflüchtigung) [67, 69, 70, 84], gefolgt von der Kontamination durch Aufwirbelung und Deposition belasteter Bodenpartikel (Winderosion) sowie Spritzwasser [70]. Nach Hennecke et al. [70] kann in der Regel nicht von einer systemischen Aufnahme von PCB und PCDD/F aus dem Boden in die Pflanze ausgegangen werden; die Wurzelaufnahme spielt nur bei Schalen von Wurzelgemüse wie zum Beispiel Karotte und Kartoffel eine bedeutende Rolle [70]. Eine PCB-Zusammensetzung wie Aroclor 1248 mit überwiegend niedriger chlorierten PCB (ähnlich demjenigen im Grundwasser des BMI-Geländes) wurde allerdings aus dem Boden (80 µg/kg) sowohl von Rüben-Wurzeln als auch von Rüben-Blättern mit einem Faktor 0,2-0,4 (Konz. Pflanze / Konz. Boden) akkumuliert [83]; bei höheren Konzentrationen und höherem Chlorierungsgrad lag der Faktor nur zwischen 0,002 und 0,05. Die Konzentrationen in den Pflanzenteilen lagen zwischen 13 und 44 µg/kg [83].

7 von 27 verschiedenen Wildkraut-Arten („Weed“) zeigten in zwei Böden mit hohen Gehalten von 31.000 bzw. 4700 µg/kg PCB_{gesamt} Akkumulationsfaktoren über 0,5, zwei Maxima lagen bei 1,9 [85].

Nach Hembrock-Heger [66] wurden für PCB Transferfaktoren von bis 1 (trichlorierte PCB) nachgewiesen; in Abhängigkeit vom Chlorierungsgrad sinken diese ab auf 0,4 für tetrachlorierte PCB bis 0,1 für heptachlorierte PCB. Parallel zur Aufnahme stimulieren die Wurzeln aber auch die chemische Umwandlung der PCB im Boden [85], so dass auch eine Sanierung von Böden mittels Pflanzenanbau diskutiert wurde [85].

Liu und Schnoor [100] beobachteten an Pappeln in Hydrokultur, dass nur 1- bis 3-fach-chlorierte PCB über die Wurzeln von den oberirdischen Pflanzenteilen aufgenommen werden.

Adenugba et al. [98] konstatieren, dass in Feldexperimenten die PCB-Konzentrationen in den Trieben verschiedener Pflanzen-Spezies durchweg gering seien; die Konzentrationen korrelierten nicht mit den Boden-Konzentrationen, woraus auf die atmosphärische Deposition als Hauptpfad in die Pflanze geschlossen wird²⁶. Ausnahmen sind Zucchini [98, 103, 104], Kürbis [98, 103, 104], Melonen [104] und Kohlrabi [104]. Auch von Whitfield-Aslund et al. [101] wurde Kürbis in einem Feldversuch als eine der eher wenigen Nahrungspflanzen identifiziert, die PCB sehr effektiv aus dem Boden in oberirdische Pflanzenteile aufnehmen; der Luftpfad ist hier untergeordnet. Ein Bioakkumulationsfaktor von 0,15 wird berichtet ($C_{\text{Trieb}}/C_{\text{Boden}}$), allerdings für hohe Bodenkonzentrationen von 0,6-200 mg/kg Aroclor 1254/1260.

Ein Mittelwert für den Akkumulationsfaktor $C_{\text{Pflanze}}/C_{\text{Boden}}$ ist bei den großen Unterschieden verschiedener Pflanzenarten eigentlich kaum zu schätzen. Der Wert liegt sicher zwischen 0,01 (praktisch keine Aufnahme über den Boden, viele Pflanzenarten) und 1 (nur Zucchini und ähnliche). Für die Schätzung der PCB-Zusatzbelastung durch Bewässern am Standort wird der Faktor 0,1 gewählt.

Anhang A2.5.3 Zu erwartende PCB-Gehalte in Pflanzen durch Bewässerung

Die mit einer sommerlichen Bewässerung aufgetragene $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Fracht auf einen Gartenboden mit Grundwasser vom BMI-Gelände wurde im **Anhang A2.4** auf $500 \mu\text{g}/\text{m}^2$ geschätzt, die daraus resultierende maximale Zusatzkonzentration an der Bodenoberfläche auf $7 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$. Mit der von Kobasić et al. [86] ermittelten mittelen Verlustrate von 30 % verbleiben im Boden ca. **$5 \mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{a}) \text{PCB}_{\text{gesamt}}$** .

Wenn Gartenböden über mehrere Jahre mit den langlebigen PCB bewässert werden, ist mit einer nennenswerten Anreicherung im Boden zu rechnen, die in z.B. 5 Jahren die Hintergrundbelastung $10\text{-}30 \mu\text{g}/\text{kg}$ Boden erreichen kann (s. **Anhang A2.4.2**).

²⁶ „Relatively little is known about plant uptake of hydrocarbon and chlorinated compounds. In field experiments, PCBs concentrations in shoots of various plant species were consistently low[102]. Current results of field studies show that PCB concentrations in plants were not correlated to the level of soil contamination, suggesting that atmospheric deposition was the main entry pathway of PCBs in plant.[102] However, Hulster et al.[103] have shown that for some plants, such as zucchini, and pumpkin, root uptake of xenobiotics and subsequent translocation to the shoots and fruits is the main contamination pathway [103]. These results suggested that different plants might perform differently with respect to the mechanism of accumulating PCBs[102].“ [98]. Die Literaturhinweise sind an den vorliegenden Bericht angepasst.

Für Pflanzen auf dem mit Grundwasser des BMI-Geländes bewässerten Boden ($\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Zusatzkonzentration in 5 Jahren $25 \mu\text{g/kg}$) errechnen sich mit einem realistischen mittleren Akkumulationsfaktor $0,1$ ($c_{\text{Pflanze}}/c_{\text{Boden}}$) (s. **Anhang A2.5.2**) **mittlere $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Zusatzkonzentrationen** nach einem Jahr von **$0,5 \mu\text{g/kg}$ Pflanze**, nach 5 Jahren von **$2,5 \mu\text{g/kg}$** . Diese Werte sind gering im Vergleich zu der Hintergrundbelastung von Pflanzen über die Luft (s. **Anhang A2.5.4**).

Eine weitere Schätzung betrifft die **direkte Beregnung oberirdischer Pflanzenteile**. Es wird hier geschätzt, dass diese Praxis nur in 1/10 der Sommertage erfolgt und maximal 10 % der im Beregnungswasser enthaltenen $500 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ Grundwasser- $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ direkt auf Nahrungspflanzen landen, von denen noch ein Teil (geschätzt 30 %) wieder verdunstet. Der jährliche Ertrag von Grünpflanzen auf einem Quadratmeter Gartenboden wird mit $0,4\text{-}5 \text{ kg/m}^2$ angegeben, häufig sind Werte um 2 kg/a [91]. Die Grobschätzung würde daraus $500 \cdot 0,1 \cdot 0,1 \cdot 0,3 / 2 \mu\text{g/kg}$ für Nahrungspflanzen jährlich ca. **$0,8 \mu\text{g/kg}$ $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$** ergeben; dies liegt immer noch höher als die obige Schätzung der PCB-Aufnahme der Pflanzen aus dem Boden bei Bewässerung ohne Beregnung.

Diese Praxis der Beregnung führt (z.B. bei Salat) an sonnigen Tagen zu Schäden (Verbrennungen) der Blätter, wird also eher vermieden. Diese Schätzung wird deshalb nicht weiter verfolgt.

Anhang A2.5.4 PCB-Gehalte in Pflanzen, Hintergrundbelastung

Die Anreicherung von PCB erfolgt nach übereinstimmender Meinung vorwiegend durch Deposition aus der Luft. In acht Messtationen Bayerns werden regelmäßig die $\text{PCB}_{6,5}$ -Konzentrationen in Weidelgras und Grünkohl gemessen. Die Werte im Gras nahmen zwischen 2000 und 2005 von $16,5$ auf $7 \mu\text{g/kg TS}$ ab (s. **Bild A2.1**), für Grünkohl war ein Rückgang von 20 auf $9 \mu\text{g/kg TS}$ zu verzeichnen (s. **Bild A2.2**).

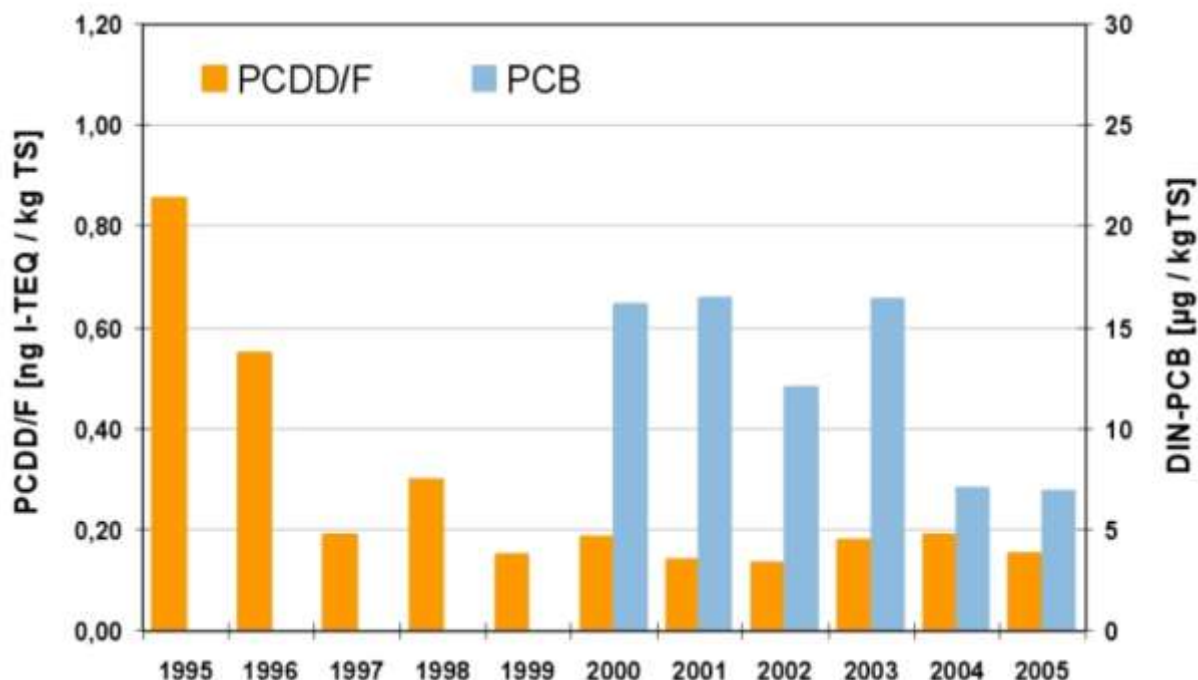


Bild A2.1: PCDD/F- und PCB-Gehalt in standardisierten Graskulturen der Dauerbeobachtungsstationen in Bayern. Mediane aller Proben eines Jahres [99]

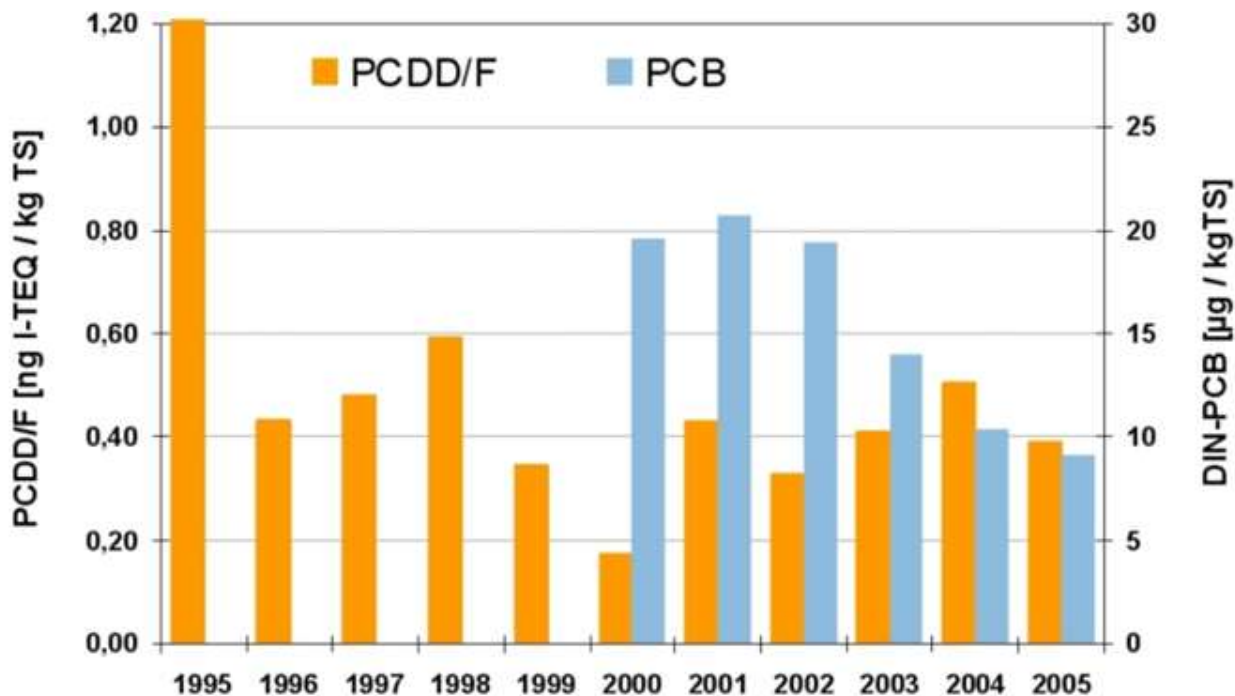


Bild A2.2: PCDD/F- und PCB-Gehalt in standardisierten Grünkohlkulturen der Dauerbeobachtungsstationen in Bayern. Mediane aller Proben eines Jahres [99]

In 42 Obst- und Gemüsearten wurden im sogenannten „Land der Feuer“ in Süditalien, bekannt für seine wilden Müllablagerungen und unkontrollierten Brände neben Kulturfleichen, PCB₆-Gehalte von 0,02-1,2 µg/kg Frischmasse gemessen entsprechend 0,1-6 µg/kg PCB₆:5 [104]; der Mittelwert lag bei 0,17 bzw. 0,85 µg/kg.

Tabelle A2.2 zeigt für verschiedene europäische Länder PCB_{gesamt}-Maximalgehalte der Vegetation von 34-300 µg/kg [98].²⁷ Die entsprechenden Boden-Konzentrationen lagen bei 18-80 µg/kg, d. h. in der gleichen Größenordnung wie die im **Anhang A2.4.1** aufgeführten Boden-Hintergrundkonzentrationen.

Tabelle A2.2: PCB_{gesamt}-Konzentrationen in Proben der Vegetation europäischer Länder

<i>Countries</i>	<i>Air concentration^{a,*} (ng/m³)</i>	<i>Soil concentration^{a,*} (ng/g)</i>	<i>Vegetation concentration^{a,*} (ng/g)</i>
Spain	0.40	17.99	34.02
Belgium	1.05	80.13	234.30
France	0.83	41.12	303.52
Italy	0.56	41.12	164.19
UK	0.21	61.72	244.22

^aValues calculated from Pacyna et al.^[42]

*Maximum values.

Anhang A2.5.5 Aufnahme von PCB durch Erwachsene und Kinder aus Pflanzen eigenen Anbaus

Die Aufnahme von PCB aus Pflanzen eigenen Anbaus nach einer 5-jährigen regelmäßigen Bewässerung mit Grundwasser lässt sich beschreiben mit der Gleichung

$$E_{\text{pflanzl.Nahrung}} (\text{Erwachsene}) = AR_{\text{Nahrung}} \cdot C_{\text{Nahrung}} \cdot ET/365 \cdot 1/\text{KG}$$

mit

AR_{Nahrung} = tägliche Aufnahmemenge pflanzlicher Nahrung aus eigenem Anbau (g/d)

C_{Nahrung} = Schadstoffkonzentration im selbst angebauten Gemüse/Obst (µg/kg)

ET = Expositionstage pro Jahr (dimensionslos)

KG = Körpergewicht (kg)

Die folgenden Daten werden für Erwachsene gewählt:

AR_{Nahrung} = 300 g/d (siehe **Anhang A2.5.1**)

C_{Nahrung} = 2,5 µg/kg PCB_{gesamt} (nach 5 Jahren Bewässerung, siehe **Anhang A2.5.3**)

ET = 120 (4 Monate)

²⁷ Die Originalliteratur ist im Internet nicht mehr verfügbar, deshalb können keine Mittelwerte oder Mediane angegeben werden.

$$KG = 55 \text{ kg (5-Perzentil, ungünstige Annahme) [32]}$$

Damit ergibt sich eine durchschnittliche tägliche PCB_{gesamt} -Aufnahme aus selbst angebautem Obst und Gemüse, das auf Boden mit 5-jähriger Brunnenwasser-Bewässerung gewachsen ist, für Erwachsene

$$E_{\text{pflanzl.Nahrung (Erwachsene)}} = 4,5 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d) } PCB_{\text{gesamt}}$$

Für Kinder gelten die folgenden Annahmen:

$$AR_{\text{Nahrung, Kind}} = 150 \text{ g/d (siehe Anhang A2.5.1)}$$

$$KG = 8 \text{ kg (5-Perzentil, ungünstige Annahme)}$$

Damit ergibt sich eine durchschnittliche tägliche PCB_{gesamt} -Aufnahme aus selbst angebautem Obst und Gemüse, das auf Boden mit 5-jähriger Brunnenwasser-Bewässerung gewachsen ist, für Kinder

$$E_{\text{Nahrung (Kind)}} = 15 \text{ ng/(kg KG} \cdot \text{d) } PCB_{\text{gesamt}}$$

Anhang A2.6 Ausgasung von PCB in Innenräume - Transferfaktoren

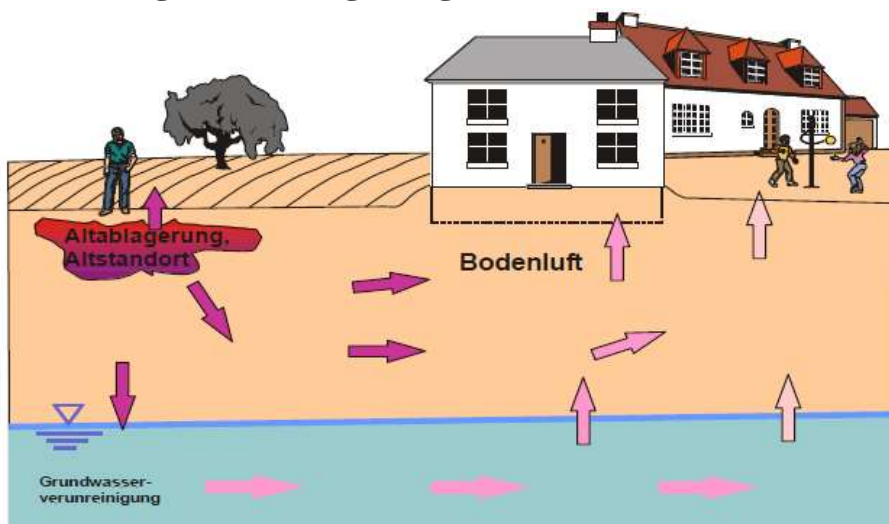


Bild A2.3: Transfer Grundwasser → Bodenluft → Keller → Wohnräume

Der Umfang des Gastransports im Boden auf dem Weg vom Grundwasser in Innenräume wird im wesentlichen von der Durchlässigkeit des Bodens bestimmt (s. **Bild A2.3**). Als zeitlich variable Größe hat der Bodenwassergehalt den größten Einfluss.

Für die Möglichkeit einer Schadstoffbelastung des Menschen ist zusätzlich zum Gastransport im Boden der Übertritt der Bodenluft an der Grenze zwischen Boden und Außen- bzw. Innenraumluft von entscheidender Bedeutung. Die Bandbreite eines Transportwiderstandes reicht von einer unbefestigten Bodenoberfläche (schneller Abtransport ausgasender Stoffe verursacht starken Konzentrationsgradienten im Boden) bis zu einem ausgebauten Keller mit wasserdichtem Beton ohne Risse und Fugen (sog. "weiße Wanne"; durch Wasser in den Poren ggf. stark verlangsamte Diffusion; hier ist eher eine Anreicherung in der Bodenluft unter der Bodenplatte gegeben). Die Bandbreite der resultierenden Konzentrationen in der Außen- oder Innenluft umfasst deshalb viele Größenordnungen.

Aus den ausgewerteten Untersuchungen verschiedener Arbeitsgruppen lässt sich ein Verdünnungsfaktor von nur 25 bis 100 für **Kellerräume** ableiten, der für sehr ungünstige, aber noch realistische Bedingungen gelten kann [53, 54]; von deBiase et al [56] wurden für CKW durch eine 5-mm-Deponie-Abdichtfolie oder durch Beton noch viel kleinere Transferfaktoren von 1:10 bzw. 1:14 gemessen.. Hempfling et al. [57] leiteten einen Faktor 100 u.a. aus Modellergebnissen von Garbesi et al. [58, 59] ab; er wurde 1997 zur Abschätzung der Innenraumbelastung in Kellerräumen für einzelfallspezifische Risikoabschätzungen im sogenannten UMS-System angesetzt [60].

Kellerräume sind - von Souterrainwohnungen abgesehen - nicht für den ständigen Aufenthalt von Personen gedacht. Allerdings gelangen Schadstoffe auch aus dem Keller in Erdgeschosswohnungen, die im Allgemeinen dauerhaft bewohnt sind; hier ist eine um etwa den Faktor 3-4 größere Verdünnung gegeben als in den Kellerräumen [62]. Trotz der großen Unsicherheiten (Schwankungsbereich für organische Stoffe 100-10.000) wird in [61] ein Faktor 1000 für hinreichend konservativ gehalten. Ein **Faktor 1000** wurde auch vom Ständigen Ausschuss Altlasten der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) 2008 übernommen.

Für das **freie Gelände** errechnet Seeger [63] unter bestimmten Annahmen ein Verdünnungsverhältnis Bodenluft : Außenluft von rd. 70.000. Dieser im Szenario Bodenluft – Außenluft ermittelte Verdünnungs-faktor stimmt mit den aus Immissionsmessungen von Rettenberger [64] bzw. Bruckmann und Mülder [65] ermittelten Verdünnungsfaktoren von ca. 10.000 gut überein, so dass für den Regelfall ein **Verdünnungsfaktor von 10.000** gelten kann [53]. Damit sind zwar rechnerisch auch noch Überschreitungen von Beurteilungswerten denkbar, aber da jedoch bei oft auftretenden höheren Windgeschwindigkeiten (als für einen ungünstigen Fall angenommen) die Zusatzbelastung durch Schadstoffe aus der Bodenluft in Folge der Verdünnung an den meisten Tagen gegen Null geht, ist die Exposition von Menschen meist noch geringer. Dieser Pfad ist daher nur in Ausnahmefällen relevant (z.B. bei starker Deponiegasentwicklung).

Anhang A3a: 209 PCB-Kongenere (Übersicht)

Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur
	Monochlorbiphenyle		Tetrachlorbiphenyle		Pentachlorbiphenyle		Hexachlorbiphenyle
1	2	52	2,2',5,5'	107	2,3,3',4',5	161	2,3,3',4,5',6
2	3	53	2,2',5,6'	108	2,3,3',4,5'	162	2,3,3',4',5,5'
3	4	54	2,2',6,6'	109	2,3,3',4,6	163	2,3,3',4',5,6
		55	2,3,3',4	110	2,3,3',4',6	164	2,3,3',4',5',6
	Dichlorbiphenyle	56	2,3,3',4'	111	2,3,3',5,5'	165	2,3,3',5,5',6
4	2,2'	57	2,3,3',5	112	2,3,3',5,6	166	2,3,4,4',5,6
5	2,3	58	2,3,3',5'	113	2,3,3',5',6	167	2,3',4,4',5,5'
6	2,3'	59	2,3,3',6	114	2,3,4,4',5	168	2,3',4,4',5',6
7	2,4	60	2,3,4,4'	115	2,3,4,4',6	169	3,3',4,4',5,5'
8	2,4'	61	2,3,4,5	116	2,3,4,5,6		
9	2,5	62	2,3,4,6	117	2,3,4',5,6		Heptachlorbiphenyle
10	2,6	63	2,3,4',5	118	2,3',4,4',5	170	2,2',3,3',4,4',5
11	3,3'	64	2,3,4',6	119	2,3,4,4',6	171	2,2',3,3',4,4',6
12	3,4	65	2,3,5,6	120	2,3',4,5,5'	172	2,2',3,3',4,5,5'
13	3,4'	66	2,3',4,4'	121	2,3',4,5',6	173	2,2',3,3',4,5,6
14	3,5	67	2,3',4,5	122	2',3,3',4,5	174	2,2',3,3',4,5,6'
15	4,4'	68	2,3',4,5'	123	2',3,4,4',5	175	2,2',3,3',4,5',6
		69	2,3',4,6	124	2',3,4,5,5'	176	2,2',3,3',4,6,6'
	Trichlorbiphenyle	70	2,3',4',5	125	2',3,4,5,6'	177	2,2',3,3',4',5,6
16	2,2',3	71	2,3,4',6	126	3,3',4,4',5	178	2,2',3,3',5,5',6
17	2,2',4	72	2,3',5,5'	127	3,3',4,5,5'	179	2,2',3,3',5,6,6'
18	2,2',5	73	2,3',5',6			180	2,2',3,4,4',5,5'
19	2,2',6	74	2,4,4',5		Hexachlorbiphenyle	181	2,2',3,4,4',5,6
20	2,3,3'	75	2,4,4',6	128	2,2',3,3',4,4'	182	2,2',3,4,4',5,6'
21	2,3,4	76	2',3,4,5	129	2,2',3,3',4,5	183	2,2',3,4,4',5',6
22	2,3,4'	77	3,3',4,4'	130	2,2',3,3',4,5'	184	2,2',3,4,4',6,6'
23	2,3,5	78	3,3',4,5	131	2,2',3,3',4,6	185	2,2',3,4,5,5',6
24	2,3,6	79	3,3',4,5'	132	2,2',3,3',4,6'	186	2,2',3,4,5,6,6'
25	2,3',4	80	3,3',5,5'	133	2,2',3,3',5,5'	187	2,2',3,4',5,5',6
26	2,3',5	81	3,4,4',5	134	2,2',3,3',5,6	188	2,2',3,4',5,6,6'
27	2,3',6			135	2,2',3,3',5,6'	189	2,3,3',4,4',5,5'
28	2,4,4'		Pentachlorbiphenyle	136	2,2',3,3',6,6'	190	2,3,3',4,4',5,6
29	2,4,5	82	2,2',3,3',4	137	2,2',3,4,4',5	191	2,3,3',4,4',5',6
30	2,4,6	83	2,2',3,3',5	138	2,2,3,4,4',5'	192	2,3,3',4,5,5',6
31	2,4',5	84	2,2',3,3',6	139	2,2',3,4,4',6	193	2,3,3',4',5,5',6
32	2,4',6	85	2,2',3,4,4'	140	2,2',3,4,4',6'		
33	2',3,4	86	2,2',3,4,5	141	2,2',3,4,5,5'		Octachlorbiphenyle
34	2',3,5	87	2,2',3,4,5'	142	2,2',3,4,5,6	194	2,2',3,3',4,4',5,5'
35	3,3',4	88	2,2',3,4,6	143	2,2',3,4,5,6'	195	2,2',3,3',4,4',5,6
36	3,3',5	89	2,2',3,4,6'	144	2,2',3,4,5',6	196	2,2',3,3',4,4',5',6
37	3,4,4'	90	2,2',3,4',5	145	2,2',3,4,6,6'	197	2,2',3,3',4,4',6,6'
38	3,4,5	91	2,2',3,4',6	146	2,2',3,4',5,5'	198	2,2',3,3',4,5,5',6
39	3,4',5	92	2,2',3,5,5'	147	2,2',3,4',5,6	199	2,2,3,3',4',5,5',6
		93	2,2',3,5,6	148	2,2',3,4,5,6'	200	2,2',3,3',4,5,6,6'
	Tetrachlorbiphenyle	94	2,2',3,5,6'	149	2,2',3,4',5",6	201	2,2',3,3',4,5',6,6'
40	2,2',3,3'	95	2,2',3,5',6	150	2,2',3,4',6,6'	202	2,2',3,3',5,5',6,6'
41	2,2',3,4	96	2,2',3,6,6'	151	2,2',3,5,5',6	203	2,2',3,4,4',5,5',6
42	2,2',3,4'	97	2,2',3',4,5	152	2,2',3,5,6,6	204	2,2',3,4,4',5,6,6'
43	2,2',3,5	98	2,2',3,4,6	153	2,2',4,4',5,5'	205	2,3,3',4,4',5,5',6'
44	2,2,3,5'	99	2,2',4,4',5	154	2,2',4,4,5,6'		
45	2,2',3,6	100	2,2',4,4',6	155	2,2',4,4',6,6'		Nonachlorbiphenyle
46	2,2',3,6'	101	2,2',4,5,5'	156	2,3,3',4,4',5	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6
47	2,2',4,4'	102	2,2',4,5,6'	157	2,3,3',4,4',5'	207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'
48	2,2',4,5	103	2,2',4,5',6	158	2,3,3',4,4',6	208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'
49	2,2',4,5'	104	2,2',4,6,6'	159	2,3,3',4,5,5'		
50	2,2',4,6	105	2,3,3',4,4'	160	2,3,4',4,5,6		Decachlorbiphenyl
51	2,2',4,6'	106	2,3,3',4,5			209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'

Anhang A3b: Dioxinähnliche PCB und Toxizitätsäquivalenzwerte

ng/L (ohne Werte < 0,1 ng/L)****		P9	P10	P12	Mittelwert dl-PCB (n=3)	TEF***	Mittelwert TEF dl-PCB [pg/L]
Datum		07.08.2019	07.08.2019	07.08.2019	07.08.2019		
PCB 77		12,8	2,5	8,1	7,8	0,0001	0,78
PCB 81		0,3	0,1	0,2	0,2	0,0003	0,06
PCB 126	<	0,0181	< 0,0181	0,0316	0	0,1	0
PCB 169	<	0,0252	< 0,0252	< 0,0252	0	0,03	0
PCB 105	<	15,9 *	2,5 *	13,4 *	10,6	0,00003	0,318
PCB 114		0,7	0,1	0,4	0,4	0,00003	0,012
PCB 118	<	30,6 **	5,2 **	22,8 **	19,5	0,00003	0,586
PCB 123		0,7	0,1	0,6	0,1	0,00003	0,003
PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 189	≤	0,1	0,1	0,1	0,1	0,00003	0,003
Σ dl-PCB	<	61	11	46	39		1,76
Σ PCB ₆		142	111	108	120		
Σ alle PCB gem.		2490	1340	1430	1750		
Σ PCB ₆ + PCB 118		173	116	131	140		
Prüfwert E-BBodSchV Sickerwasser (Σ PCB ₆ + PCB 118)		10	10	10	10		
* PCB 105 (+ PCB 127)							
** PCB 118 (+ PCB 106)							
*** Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF) rel. zu 2,3,7,8-TCDD nach WHO (2)							
**** außer PCB 126 und PCB 169 wg. hoher TEF							

Anhang A4: Schätzung theoretischer PCB-Grundwasserkonzentrationen

Mit den Verteilungskoeffizienten Octanol/Wasser P_{ow} lässt sich das Adsorptionsvermögen der PCB an die Bodenmatrix abschätzen; dieses wird bei nicht dissoziierten lipophilen Stoffen weit überwiegend vom Gehalt des Bodens an organischem Material / organischem Kohlenstoff (oc) bestimmt. Als Faustregel nennt Klöpffer [79] für die Schätzung des Adsorptionskoeffizienten K_{oc} ²⁸:

$$K_{oc} \approx 0,4 \cdot P_{ow}.$$

Nach Fiedler [8] liegen die P_{ow} -Werte der PCB-Kongeneren zwischen 480.000 und 2.630.000. Mit einem mittleren Wert von 1.000.000 ergibt sich rechnerisch ein K_{oc} -Wert von 400.000. Bei einem o.c.-Gehalt der gesättigten Bodenzone von grob geschätzt 0,1 %, d. h. $f_{oc} = 0,001$ [80]²⁹ erhält man daraus

$$K = c_{ads}/c_{Wasser} = K_{oc} \cdot f_{oc} = 400.000 \cdot 0,001 = 400.$$

Die Restkonzentrationen PCB₆₋₅ in den zentralen Bereichen des gesättigten Bodens des BMI-Geländes wurden nach [3a] auf 3-5 mg/kg geschätzt. Daraus ergäbe sich mit den oben genannten Schätzwerten für K eine resultierende Gleichgewichts-Grundwasserkonzentration von

$$c_{Wasser} = c_{ads}/K = 4000/400 \mu\text{g/kg} = 10 \mu\text{g/L} = 10.000 \text{ ng/L}$$

Diese theoretischen PCB₆₋₅-Grundwasserkonzentrationen werden am Standort bei weitem nicht erreicht. Dies mag zum einen an der kontinuierlichen Wasserhaltung liegen, die eine Gleichgewichtseinstellung zwischen Boden und Grundwasser verhindert, zum anderen ist dies aber auch ein Indiz dafür, dass die mittlere PCB₆₋₅-Konzentration im verbliebenen Boden des BMI-Geländes um etwa eine Zehnerpotenz niedriger liegt als geschätzt.

²⁸ Verhältnis der Konzentration im Feststoff zur Konzentration im Wasser $K=c_{ads}/c_{Wasser}$ bzw. $K_{oc} = K/f_{oc}$

²⁹ Untersuchungen zum TOC-Gehalt (Total Organic Carbon) von quartären Sanden in Brandenburg erbrachten TOC-Gehalte von 100 bis 1.000 mg/kg entsprechend $f_{oc} = 0,0001-0,001$ [80].

Anhang A5: Chlorierungsgrade technischer PCB-Mischungen [8]

Tabelle 14: Anteil (in Vol.-%) von Biphenylen unterschiedlichen Chlorierungsgrades in verschiedenen Clophentypen (Ballschmiter und Zell, 1980)

		A30	A40	A50	A60
Monochlorbiphenyle	C ₁₂ H ₉ Cl	2	<1	-	-
Dichlorbiphenyle	C ₁₂ H ₈ Cl ₂	20	2	1	0,01
Trichlorbiphenyle	C ₁₂ H ₇ Cl ₃	56	23	9	2
Tetrachlorbiphenyle	C ₁₂ H ₆ Cl ₄	20	50	28	3
Pentachlorbiphenyle	C ₁₂ H ₅ Cl ₅	2	19	44	20
Hexachlorbiphenyle	C ₁₂ H ₄ Cl ₆	<1	4	16	43
Heptachlorbiphenyle	C ₁₂ H ₃ Cl ₇	<0,01	1	2	25
Octachlorbiphenyle	C ₁₂ H ₂ Cl ₈		<0,01	1	<1,5
Nonachlorbiphenyle	C ₁₂ HCl ₉	-	<0,01	<0,01	<0,1
Decachlorbiphenyl	C ₁₂ Cl ₁₀	-	-	-	<0,01

Tabelle 15: Prozentualer Anteil unterschiedlich chlorierten Biphenyle in einigen kommerziellen PCB-Gemischen (Shiu und Mackay, 1986)

Chlorbi-phenyle	Aro-clor							Kane-chlor		
	1016	1221	1232	1242	1248	1254	1260	KC300	KC400	KC500
C ₁₂ H ₁₀	0,1	11	6	0,1	-	0,1	-	-	-	-
C ₁₂ H ₉ Cl	1	51	26	1	-	0,1	-	-	-	-
C ₁₂ H ₈ Cl ₂	20	32	29	16	2	0,5	-	17	3	-
C ₁₂ H ₇ Cl ₃	57	4	24	49	18	1	-	60	33	5
C ₁₂ H ₆ Cl ₄	21	2	15	25	40	21	-	23	44	27
C ₁₂ H ₅ Cl ₅	1	0,5	0,5	8	36	48	12	0,6	16	55
C ₁₂ H ₄ Cl ₆	0,1	-	-	1	4	23	38	-	5	13
C ₁₂ H ₃ Cl ₇	-	-	-	0,1	-	6	41	-	-	-
C ₁₂ H ₂ Cl ₈	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-
C ₁₂ HCl ₉	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-

Die markierte Zusammensetzung entspricht etwa der PCB-Zusammensetzung im Grundwasser des BMI-Geländes und des Abstroms.

Anhang A6: Literatur

- [1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen – Wirkungspfad Boden – Gewässer. Merkblatt Nr. 3.8/1. Stand 31.10.2001
- [2] a) Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465)
b) E-BBodSchV: Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung. Deutscher Bundestag, 18. Wahlperiode. Drucksache 18/12213, 03.05.2017. <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/122/1812213.pdf>
- [3] a) ERM GmbH: BMI-Standort Klötzlmüllerstraße 140, Landshut – PCB-Bodensanierung. Sanierungserfolg und Zustand des Bodens und des Grundwassers nach Abschluss der Sanierungsmaßnahme. Projekt Nr. 0027473. Bericht an Vishay Electronic GmbH, Landshut. Neu-Isenburg: November 2019
b) zusätzliche Daten zum Grundwasser (PCB-Profil)
c) persönliche Mitteilungen
d) Kapitain, E.: Kurzbericht über Raumluftuntersuchungen auf den Parameter Polychlorierte Biphenyle (PCB). Durchgeführt am 01.10.2019. Bericht der DEKRA Automobil GmbH, Industrie, Bau und Immobilien, Messstelle für Gefahrstoffe, an die Bayerische Milchindustrie eG, Landshut. München: Oktober 2019
- [4] United Nations Environment Programme (UNEP): Stockholm Convention. All POPs listed in the Stockholm Convention. <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx>. Stand Oktober 2019
- [5] a) Götz, W.: 211 Unterschriften an OB Putz – BI „BMI“ will PCB-Gutachten sehen und mitgestalten. LA-Rundschau.de. 03.09.2019. <http://www.la-rundschau.de/landshut/politik/42650-211-unterschriften-an-ob-putz-bi-bmi-will-pcb-gutachten-sehen-und-mitgestalten>
b) Götz, W.: Elke März-Granda (ÖDP): Kenntnisnahme zum PCB auf dem BMI-Gelände „ist mir zu wenig!“. LA-Rundschau.de. 10.10.2019. <http://www.rundschau24.de/landshut/politik/43436-elke-maerz-granda-oedp-kenntnisnahme-zum-pcb-auf-dem-bmi-gelaende-ist-mir-zu-wenig>
- [6] Stadt Landshut: a) Bebauungsplan Nr. 02 – 34 "Zwischen Klötzlmüllerstraße und Klötzlmühlbach". Beschluss des Bausenats „Aufstellung des Bebauungsplanes Nr. 02-34 "Zwischen Klötzlmüllerstraße und Klötzlmühlbach" im beschleunigten Verfahren gem. § 13a BauGB (Bebauungsplan der Innenentwicklung)“ i.d.F. vom 25.10.2012, redaktionell geändert am 20.12.2013 - rechtsverbindlich seit 20.01.2014. https://ris.landshut.de/buergerinfo/vo0051.php?__kvonr=4815;
b) Begründung zum Bebauungsplan mit integriertem Grünordnungsplan Nr. 02 – 34 „Zwischen Klötzlmüllerstraße und Klötzlmühlbach“. Bearbeitungsstand 18.11.2013. https://ris.landshut.de/buergerinfo/vo0050.php?__kvonr=4815&voselect=621
c) Änderung des Bebauungsplanes Nr. 02-34 "Zwischen Klötzlmüllerstraße und Klötzlmühlbach" durch Deckblatt Nr. 1. im beschleunigten Verfahren gem. § 13a BauGB (Bebauungsplan der Innenentwicklung)“ durch den Bausenat am 28.06.2019. <https://dlp-pub.gds-hosting.net/DetailView.aspx?object=6460>
d) Stadt Landshut, Amt für öffentliche Ordnung und Umwelt, Fachbereich Umweltschutz / Bodenschutz.
e) Stadt Landshut: Stadtplan mit Bebauungsplänen. <https://stadtplan.landshut.de/#ll=48.542410,12.135940&z=13&m=osm&cat=30635>
- [7] Mousa, M.A.; Ganey, P.E.; Quensen, J.F.; Madhukar, B.V.; Chou, K.; Giesy, J.R.; Fischer, L.J.; Boyd, S.A.: Altered Biologic Activities of Commercial Polychlorinated Biphenyl Mixtures after Microbial Reductive Dechlorination. *Environ. Health Perspect.* 106 Suppl. 6 (1998) 1409-1418
- [8] Fiedler, H.; Lau, C.; Schulz, S.; Wagner, O.; Hutzinger, O.; von der Trenck, K.T. (1995): Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB). (PCB). https://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16796/stoffbericht_pcb.pdf?command=downloadContent&filename=stoffbericht_pcb.pdf
- [9] Schulte, E.; Malisch, R.: Calculation of the Real PCB Content in Environmental Samples II: Gas Chromatographic Determination of the PCB Concentration in Human Milk and Butter. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 319 (1984) 54-59
- [10] Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes: Human-Biomonitoring (HBM) Werten. Stoffmonographie Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Blut. Kapitel D 809. In: Eikmann, Th.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. E. Schmidt: Berlin. 17. Erg.-Lfg. 02/2014, 71 Seiten
- [11] Kalberlah, F.; Schulze, J.; Hassauer, M.; Oltmanns, J.: Toxikologische Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) bei inhalativer Aufnahme. Bericht des Forschungs- und Beratungsinstituts Gefahrstoffe, FoBiG GmbH. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Materialien Nr. 62. 330 Seiten. Essen 2002
- [12] Hassauer, M.; Kalberlah, F.: Polychlorierte Biphenyle. Kapitel D 808. In: Eikmann, Th.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. E. Schmidt: Berlin. Grundwerk 02/1999, 46 Seiten
- [13] Rice, D.C.: Behavioral Impairment Produced by Low-level Postnatal PCB Exposure in Monkeys. *Environ. Res.* 80 (1999) S113-S121
- [14] Rice, D.C.; Hayward, S.: Effects of Postnatal Exposure of Monkeys to a PCB Mixture on Concurrent Random Interval-Random Interval and Progressive Ratio Performance. *Neurotoxicol. Teratol.* 21 (1999) 47-58
- [15] Schantz, S.L.; Levin, E.D.; Bowman, R.E.: Long-term Neurobehavioral Effects of Perinatal Polychlorinated Biphenyl (PCB) Exposure in Monkeys. *Environ. Toxicol. Chem.* 10 (1991) 747-756
- [16] Levin, E.D.; Schantz, S.L.; Bowman, R.E.: Delayed Spatial Alternation Deficits Resulting from Perinatal PCB Exposure in Monkeys. *Arch. Toxicol.* 62 (1988) 267-273
- [17] Bowman, R.E.; Heironimus, M.P.; Allen, J.R.: Correlation of PCB Body Burden with Behavioral Toxicology in Monkeys. *Pharmacol. Biochem. Behavior* 9 (1978) 49-56

G. Rippen: Klötzlmüllerstraße 140 – Humantoxikologische Beurteilung der Restbelastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) im Hinblick auf die relevanten Wirkungspfade. Dezember 2019

- [18] Bowman, R. E., Heironimus, M. P., Barsotti, D. A.: Locomotor Hyperactivity in PCB-Exposed Rhesus Monkeys. *Neurotoxicol.* 2 (1981) 251-268; zitiert in [12]
- [19] Jacobson, J.L.; Jacobson, S.W.: Teratogen Update: Polychlorinated Biphenyls. *Teratology* 55 (1997) 338-247
- [20] Tryphonas, H.; Hayward, S.; O'Grady, L.; Loo, J.C.K.; Arnold, D.L.; Bryce, F.; Zawidzka, Z.Z.: Immunotoxicity Studies of PCB (Aroclor 1254) in the Adult Rhesus (*Macaca mulatta*) Monkey – Preliminary Report. *Intern. J. Immunopharmacol.* 11 (1989) 199-206
- [21] Tryphonas, H.; Luster, M.I.; Schiffman, G.; Dawson, L.L.; Hodgen, M.; Germolec, D.; Hayward, S.; Bryce, F.; Loo, J.C.; Mandy, F.; Arnold, D.L.: Effect of Chronic Exposure of PCB (Aroclor 1254) on Specific and Nonspecific Immune Parameters in the Rhesus (*Macaca mulatta*) Monkey. *Fundam Appl. Toxicol.* 16 (1991) 773-786
- [22] Arnold, D.L.; Bryce, F.; Karpinski, K.; Mes, J.; Fernie, S.; Tryphonas, H.; Truelove, J.; McGuire, P.F.; Burns, D.; Tanner, J.R.; Stapley, R.; Zawidzka, Z.Z.; Basford, D.: Toxicological Consequences of Aroclor 1254 Ingestion by Female Rhesus (*Macaca mulatta*) Monkeys. Part 1B. Prebreeding Phase: Clinical and Analytical Laboratory Findings. *Food Chem. Toxicol.* 31 (1993) 811-824
- [23] Arnold, D.L.; Bryce, F.; McGuire, P.F.; Stapley, R.; Tanner, J.R.; Wrenshall, E.: Toxicological Consequences of Aroclor 1254 Ingestion by Female Rhesus (*Macaca mulatta*) Monkeys. Part 2. Reproduction and Infant Findings. *Food Chem. Toxicol.* 33 (1995) 457-474
- [24] Arnold, D.L.; Nera, E.A.; Stapley, R.; Bryce, F.; Fernie, S.; Tolnai, G.; Miller, D.; Hayward, S.; Campbell, J.S.; Greer, I.: Toxicological Consequences of Aroclor 1254 Ingestion by Female Rhesus (*Macaca mulatta*) Monkeys and Their Nursing Infants. Part 3: Post-Reproduction and Pathological Findings. *Food Chem. Toxicol.* 35 (1997) 1191-1207
- [25] Faroon, O.M.; Samuel Keith, L.S.; Smith-Simon, C.; De Rosa, C.T.: Concise International Chemical Assessment Document 55 – Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects. Weltgesundheitsorganisation (Hrsg.): Genf 2003
- [26] Arnold, D.L.; Bryce, F.; Stapley, R.; McGuire, P.F.; Burns, D.; Tanner, J.R.; Karpinski, K.: Toxicological Consequences of Aroclor 1254 Ingestion by Female Rhesus (*Macaca mulatta*) Monkeys. Part 1A. Prebreeding Phase: Clinical Health Findings. *Food Chem. Toxicol.* 31 (1993) 799-810
- [27] Barsotti, D.A.; van Miller, J.P.: Accumulation of a Commercial Polychlorinated Biphenyl Mixture (Aroclor 1016) in Adult Rhesus Monkeys and Their Nursing Infants. *Toxicol.* 30 (1984) 31-44
- [28] Allen, J.R.; Barsotti, D.A.: The Effects of Transplacental and Mammary Movement of PCBs on Infant Rhesus Monkeys. *Toxicology* 6 (1976) 331-340
- [29] Mayes, B.A.; McConnell, E.E.; Neal, B.H.; Brunner, M.J.; Hamilton, S.B.; Sullivan, T.M.; Peters, A.C.; Ryan, M.J.; Toft, J.D.; Singer, A.W.; Brown, J.F.; Menton, R.G.; Moore, J.A.: Comparative Carcinogenicity in Sprague-Dawley Rats of the Polychlorinated Biphenyl Mixtures Aroclors 1016, 1242, 1254, and 1260. *Toxicol. Sci.* 41 (1998) 62-76
- [30] Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10.03.2016 (BGBl. I S. 459), geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2018 (BGBl. I S. 99)
- [31] a) Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Aktualisierte und überarbeitete Fassung. 2016. Stuttgart: Januar 2017.
https://www.lawa.de/documents/geringfueigkeits_bericht_seite_001-028_1552302313.pdf
b) Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Anhang 3: Datenblätter. Stand: 15. Juni 2016
- [32] Reichenauer, Th.G.; Friesl-Hanl, W.; Edlmann, E.; Hofer, H.; Weisgram, M.; Müller, D.; Dörrie, T.: Expositionsabschätzung und Risikoanalyse: Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten. Report REP-035. Umweltbundesamt Wien, Dezember 2011
- [33] Arbeitsgemeinschaft der Leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder: Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales, Hamburg (Hrsg.). 1995
- [34] a) Stadtklimagutachten Regensburg. Abbildungsteil. Graphik Anzahl der Sommertage in Regensburg (DWD) von 1961 – 2011.
<https://www.regensburg.de/fm/121/2-klimagutachten-abbildungsteil-regensburg-2014.pdf>
b) Deutscher Wetterdienst (DWD): Wetterlexikon – Sommertage in ausgewählten Städten (1981-2010) – München.
<https://www.dwd.de/DE/service/lexikon/Functions/glossar.html?lv2=102248&lv3=102522>
- [35] Weber, R.; Hollert, H.; Kamphues, J.; Ballschmiter, K.; Blepp, M.; Herold, C.: Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung. FKZ 3712 65 407 01. 528 Seiten. Dessau-Roßlau: 2015.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/doku_114_2015_analyse_und_trendabschaetzung_der_belastung_6.pdf
- [36] Gefahrstoffinformationssystem der Berufsgenossenschaft BAU (GISBAU): PCB (Polychlorierte Biphenyle). Stand 01/2005.
<http://www.pcbinfo.de/gisbau/gisbau.pcb.html>
- [37] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.: KTBL-Datensammlung Haushalt. 4. Auflage., Frankfurt am Main: Landwirtschaftsverlag Hiltrup (1991); zitiert in [38]
- [38] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Merkblatt Nr. 22: Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für die Wirkungspfade Boden – Mensch und Boden – Nutzpflanze. Essen, Juli 2000
- [39] Sander, R.: Compilation of Henry's Law Constants (Version 4.0) for Water as Solvent. *Atmos. Chem. Phys.* 15 (2015) 4399-4981
- [40] Steen, H.: Handbuch des Explosionsschutzes. Wiley: 2000
- [41] Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18. Juni 1999. Bundesanzeiger 51, Nr. 161a, vom 28.08.1999, S. 1-43

G. Rippen: Klötzlmüllerstraße 140 – Humantoxikologische Beurteilung der Restbelastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) im Hinblick auf die relevanten Wirkungspfade. Dezember 2019

- [42] ARGE FRESSENIUS-FOCON: Abschlussbericht "UMS-System zur Altlastenbeurteilung – Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen" im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin 1997
- [43] Delschen, Th.; Leisner-Saaber, J.: Selbstversorgung mit Gemüse aus Schwermetall-belasteten Gärten; Eine Gefährdungsabschätzung auf toxikologischer Basis. Bodenschutz 3 (1998) 17-20
- [44] Delschen, T.: Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten. Teil 2: Prüfwerte für das Nutzungsszenario „Wohngärten“. altlasten spektrum 7 (1998) 336-342
- [45] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.: KTBL-Datensammlung Haushalt. 4. Auflage., Frankfurt am Main: Landwirtschaftsverlag Hiltrup (1991); zitiert in [38]
- [46] Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages: Einzelfragen zu Messungen von Polychlorierten Biphenylen (PCB). Aktenzeichen WD 8 - 3000 - 037/18. Berlin 2018
- [47] a) Wasser und Hühnerhaltung - Wieviel Wasser trinken Hühner. <https://www.heinis-huehner.de/glossary/wasser/>
b) Ökolandbau – Landwirtschaft – Nahrungsaufnahme. <https://www.oekolandbau.de/landwirtschaft/tier/spezielle-tierhaltung/gefluegel/biologie-und-verhalten/nahrungsaufnahme/>
c) Artgemäße Hühnerhaltung – Tränken. http://www.ign-nutztierhaltung.ch/huehnerhaltung/ansprueche/ansprueche_16.php
- [48] Hoogenboom, R.: Carry Over of PCBs to Cows and Chickens - Knowns and Unknowns. Vortrag. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/06_carry_over_of_pcb_to_cows_and_chickens_knowns_and_unknowns.pdf
- [49] Nährwertrechner: Gekochte Eier (Zubereitung Gastronomie). <https://www.naehrwertrechner.de/naehrwerte/Y740161/Gekochte+Eier+%28Zubereitung+Gastronomie%29>
- [50] Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR): Gesundheitliche Risiken durch PFOS und PFOA in Lebensmitteln sind nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand unwahrscheinlich. Stellungnahme 004/2009 des BfR vom 11. September 2008
- [51] Hoogenboom, L.A.P.; Kan, C.A.; Zeilmaker, M.J.; van Eijkeren, J.; Traag, W.A.: Carry-over of Dioxins and PCBs from Feed and Soil to Eggs at Low Contamination Levels; Influence of Mycotoxin Binders on the Carry-over from Feed to Eggs. Food Addit. Contam. 23 (2006) 518-527
- [52] Stadt Landshut: a) Rechtskräftiger Bebauungsplan Nr. 02 – 32 "Zwischen Brauneckweg und Klötzlmühlbach" mit integriertem Grünordnungsplan. 26.08.2016. <https://www.vianovis.net/landshut/uploads/20/bp/pdf/02-32/Plan.pdf>
b) Begründung zum Bebauungsplan mit integriertem Grünordnungsplan Nr. 02 – 32 „Zwischen Brauneckweg und Klötzlmühlbach“. 08.04.2016. <https://www.vianovis.net/landshut/uploads/20/bp/pdf/02-32/Begründung.pdf>
- [53] Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU): Merkblatt Altlasten 2 – Bodenluft. Hinweise zur Untersuchung und Bewertung von flüchtigen Stoffen bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen. Wirkungspfad Boden – Bodenluft – Mensch. Stand September 2009. https://www.stmuv.bayern.de/themen/boden/vollzug/doc/lfu_alt2.pdf
- [54] Rippen, G.: Ausgasung aus dem Grundwasser in Innenräume – Welche Stoffe sind relevant?. Vortrag auf der Fortbildungsveranstaltung „Untersuchung von Boden- und Innenraumlufte bei der Altlastenbearbeitung“. Mainz, 16.10.2018
- [55] Ständiger Ausschuss Altlasten der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO): Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten. Informationsblatt für den Vollzug. Stand: 01.09.2008 (Ergänzung Juni 2009). https://www.labo-deutschland.de/documents/34_Infoblatt_Altlasten_01092008_e69_34f_2.pdf
- [56] De Biase, C.; Loechel, S.; Putzmann, T.; Bittens, M.; Weiß, H.; Daus, B.: Volatile organic compounds effective diffusion coefficients and fluxes estimation through two types of construction material. Indoor Air 24 (2014) 272-282
- [57] Hempfling R.; Doetsch P.; Stubenrauch S.; Mahr A.; Bauer D.; Koschmieder H.J.; Grünhoff D.: Wissenschaftliche Begleitung und Fortentwicklung eines Gefährdungsabschätzungsmodells für Altlasten - UMS-System zur Altlastenbeurteilung. Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen. F+E-Vorhaben Umweltbundesamt – UBA-FB 98-016 (1997) Band 1-6.
- [58] Garbesi K.; Sextro R.G.: Modeling and field evidence of pressure-driven entry of soil gas into a house through permeable below-grade walls. Environ. Sci. Technol. 23 (1989) 1481-1487
- [59] Garbesi K.; Sextro R.G.; Fisk W.J.; Modera M.P.; Revzan K.L.: Soil-gas entry into an experimental basement: Model measurement comparisons and seasonal effects. Environ. Sci. Technol. 27 (1993) 466-473
- [60] Freier K.; Doetsch P.; Grünhoff D.; Hempfling R.; Stubenrauch S.: Konzept zur Expositions- und Risikoabschätzung von Altlasten. altlasten spektrum 6 (1997) 166-175
- [61] Bachmann G.; Oltmanns J.; Konietzka R.; Schneider K.: Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten - Teil 2: Ergänzende Ableitungsmethoden und -maßstäbe bei weiteren Stoffen (flüchtige Stoffe). Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.). Loseblattsammlung, Grundwerk 12/99. Berlin: Erich-Schmidt-Verlag
- [62] Albering H.J.; Hoogewerff J.A.; Kleinjans J.C.S.: Survey of 222Rn Concentrations in Dwellings and Soils in the Dutch Belgian Border Region. Health Phys. 70 (1996) 64-69
- [63] Seeger K.-J.: Fachliche Grundlagen zur Beurteilung von flüchtigen organischen Substanzen in der Bodenluft bei Altlasten. Umwelplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 263 (1999) 138 S.; Wiesbaden: Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU)
- [64] Rettenberger G.: Entstehung, Folgen, Erfassung und Verwertung von Deponiegas. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft 9 (1978) 1-36; Berlin: Erich Schmidt Verlag
- [65] Bruckmann P.; Müller W.: Der Gehalt an organischen Spurenstoffen in Deponiegasen. Müll und Abfall 14 (1982) 339-346
- [66] Hembrock-Heger, A.: Dioxine und PCB in Böden, Pflanzen, Futter- und Lebensmitteln in Überschwemmungsgebieten in NRW. Vortrag auf dem Fachgespräch Dioxine und PCB. Umweltbundesamt, 13.-14.10.2011. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/02_a_hembrock_heger.pdf

G. Rippen: Klötzlmüllerstraße 140 – Humantoxikologische Beurteilung der Restbelastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) im Hinblick auf die relevanten Wirkungspfade. Dezember 2019

- [67] Hennecke, D.; Düring, R.-A.; Becker, L.: Expositions Betrachtung und Beurteilung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB – Literaturstudie. Umweltbundesamt (Hrsg.). UBA-Texte 57/2011. Schmallenberg und Gießen: 2011.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/expositions-betrachtung-beurteilung-des-transfers>
- [68] Fischer, S.; Kliemant, A.; Solbach, C.: Dioxin- und PCB-Einträge in Lebensmittel vermeiden. Ein Leitfaden für Hühner-, Rinder- und Schweinehalter. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Bonn: 2008
- [69] Rippen, G.; Wesp, H.: Kale Uptake of PCDD/PCDF, PCB and PAH under Field Conditions: Importance of Gaseous Dry Deposition. *Organohalogen Compd.* 12 (1993) 111-114
- [70] Weber, R.; Hollert, H.; Kamphues, J.; Ballschmiter, K.; Blepp, M.; Herold, C.: Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung. FKZ 3712 65 407 01. 528 Seiten. Dessau-Roßlau: 2015.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/doku_114_2015_analyse_und_trendabschaetzung_der_belastung_6.pdf
- [71] Rychen, G.; Jurjanz, S.; Toussaint, H.; Feidt, C.: Dairy Ruminant Exposure to Persistent organic pollutants and excretion to milk. *Review. Animal* 2 (2008) 312-323
- [72] Körner, W.; Kerst, M.; Waller, U.; Köhler, J.; van de Graaff, S.; Schädel, S. (2007): Untersuchung und Bewertung von Proben aus verschiedenen Umweltkompartimenten auf PCDD/PCDF sowie PCB unter Berücksichtigung der neuen WHO-Toxizitätsäquivalenzfaktoren. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.). Augsburg: 2007. 73 Seiten.
https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/untersuchung_bewertung_proben/doc/pcb_abschlussbericht_100807.pdf
- [73] Körner, W.; Schädel, S.; Bahner, S.; Kerst, M.; Waller, U.; Köhler, J.: Ermittlung der Immissionsbelastung durch polychlorierte Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) sowie dioxinähnliche PCB in Bayern. Abschlussbericht zum FuE-Projekt Nr. 7050. LfU Augsburg: 2006.
https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_dioxine_pcb/ermittlung_immissionsbelastung/doc/projekt_7050_dimm_abschlussbericht.pdf
- [74] Birgül, A.; Tasdemir, Y.: Determination of the Sampler Type and Rainfall Effect on the Deposition Fluxes of the Polychlorinated Biphenyls. *The Scientific World Journal* 2012, Article ID 798020, 10 Seiten.
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3353559/pdf/TSWJ2012-798020.pdf>
- [75] Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 der Kommission vom 02. Dezember 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln. Amtsblatt der Europäischen Union vom 03.12.2011, L 320/18-23
- [76] Roland Weber, R.; Herold, C.; Hollert, H.; Kamphues, J.; Blepp, M.; Ballschmiter, K.: Reviewing the relevance of dioxin and PCB sources for food from animal origin and the need for their inventory, control and management. *Environ. Sci. Eur.* 30, 42 (2018).
<https://doi.org/10.1186/s12302-018-0166-9>
- [77] R. Weber, R.; Bell, L.; Watson, A.; Petrlik, J.; Paun, M.C.; Vijgen, J.: Assessment of pops contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. *Environ. Pollut.* 249 (2019) 703-715
- [78] Schneider, K.; Kalberlah, F.: Polychlorierte Dibenzodioxine und –furane (PCDD/F). Kapitel D 810. In: Eikmann, Th.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. E. Schmidt: Berlin. 2. Erg.-Lfg. 04/2000, Seiten
- [79] Klöpffer, W.: Verhalten und Abbau von Umweltchemikalien – Physikalisch-chemische Grundlagen. Zweite, vollständig überarbeitete Auflage. Wiley-VCH: Weinheim 2012
- [80] Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU): Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung - Nr. 6. Nationale und internationale Sachstandsrecherche – Mineralölkohlenwasserstoffe. Kap. 2.3: Chemisch-physikalische und toxikologische Eigenschaften der Stoffgruppen und Einzelstoffe. Letzte Aktualisierung: 27.11.2012. <https://lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.309559.de>
- [81] Canadian Council of Ministers of the Environment: Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health – Polychlorinated Biphenyls (Total) 1999. 11 Seiten. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/274>
- [82] Verbruggen, E.M.J.; Brand, E.: Risk-Based Standards for PCBs in Soil: Proposals for Environmental Risk Limits and Maximum Values. RIVM Report 2014-0119. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven: 2014.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0119.pdf>
- [83] Sawhney, B.L.; Hankin, L.: Plant Contamination by PCBs from Amended Soils. *J. Food Prot.* 47 (1984) 232-236.
- [84] Birgül, A.; Tasdemir, Y.: Determination of the Sampler Type and Rainfall Effect on the Deposition Fluxes of the Polychlorinated Biphenyls. *The Scientific World Journal* 2012, Article ID 798020, 10 Seiten.
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3353559/pdf/TSWJ2012-798020.pdf>
- [85] Ficko, S.A.; Rutter, A.; Barbara A. Zeeb, B.A.: Potential for phytoextraction of PCBs from contaminated soils using weeds. *Sci. Total Environ.* 408 (2010) 3469–3476
- [86] Kobasić, V.H.; Picer, M.; Picer, N.; Sraka, M.; Kovač, T.: Behaviour of Polychlorinated Biphenyls Contaminating Soil Near Zadar. *Arh. hig. rada toksikol.* 57 (2006) 289-296
- [87] Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Hintergrundwerte organischer Schadstoffe in Oberböden des ländlichen Raumes von Sachsen-Anhalt – überarbeitete Fassung. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Nr. 02/2016. Halle: 2017.
https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Wir_ueber_uns/publikationen/Berichte_des_LAU/Dateien/Berichte_LAU_2016_2_170508_HGW.pdf
- [88] Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten und Bodenschutz: Fachbeiträge des Landesumweltamtes. Heft-Nr. 48. Die Bodenbelastung brandenburgischer Haus- und Kleingärten durch Schadstoffe. Potsdam: 2000. www.lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/luab48.pdf

G. Rippen: Klötzlmüllerstraße 140 – Humantoxikologische Beurteilung der Restbelastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) im Hinblick auf die relevanten Wirkungspfade. Dezember 2019

- [89] Ritschel, J.: Belastung der Böden des Landes Brandenburg mit PAK und PCB: Akkumulationsfähigkeit und Transfervermögen. Dissertation an der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus. 165 Seiten. https://opus4.kobv.de/opus4-btu/files/23/Dissertation_Ritschel.pdf
- [90] Krauss, M.; Wilcke, W.: Polychlorinated Naphthalenes in Urban Soils: Analysis, Concentrations and Relation to Other Persistent Organic Pollutants. *Environ. Poll.* 122 (2003) 75-89
- [91] Übliche Ertragsmengen im Hausgarten/Kleingarten. <https://forum.garten-pur.de/index.php?topic=28046.0>
- [92] Adenugba, A.A.; Headley, J.; McMartin, D.; Beck, A.J.: Comparison of levels of polychlorinated biphenyls in edible oils and oil-based products—possible link to environmental factors. *Journal of Environ. Sci. Health Part B* 43 (2008) 422-428
- [93] U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA): National Primary Drinking Water Regulations. EPA 816-F-09-004, 05/2009. https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf
- [94] Knerr, S.; Schrenk, D.: Carcinogenicity of "Non-dioxinlike" Polychlorinated Biphenyls. *Crit. Rev. Toxicol.* 36 (2006) 663-694; zitiert in [11, 12]
- [95] Brouwer, A.; Ahlborg, U.G.; Van den Berg, M.; Birnbaum, L.S.; Boersma, E.R.; Bosveld, B.; Denison, M.S.; Gray, L.E.; Hagmar, L.; Holene, E.; Huisman, M.; Jacobson, S.W.; Jacobson, J.L.; Koopman-Esseboom, C.; Koppe, J.G.; Kulig, B.M.; Morse, D.C.; Muckle, G.; Peterson, R.E.; Sauer, P.J.J.; Seegal, R.F.; Smits-Van Prooij, A.E.; Touwen, B.C.L.; Weisglas-Kuperus, N.; Winneke, G.: Functional Aspects of Developmental Toxicity of Polyhalogenated Aromatic Hydrocarbons in Experimental Animals and Human Infants. *Eur. J. Pharmacol., Environ. Toxicol. Pharmacol. Section 293* (1995) 1-40
- [96] U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR): Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Atlanta: 2000. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp17.pdf>
- [97] Tilson, H.A.; Jacobson, J.L.; Rogan, W.J.: Polychlorinated Biphenyls and the Developing Nervous System Cross-Species Comparisons. *Neurotoxicol. Teratol.* 12 (1990) 239-248
- [98] Adenugba, A.; Headley, J.; McMartin, D.; Beck, A.J.: Comparison of Levels of Polychlorinated Biphenyls in Edible Oils and Oil-Based Products – Possible Link to Environmental Factors. *J. Environ. Sci. Health, Part B*, 43 (2008) 422-428
- [99] Bayerisches Landesamt für Umwelt: Ergebnisse – Anreicherung von organischen Schadstoffen. https://www.lfu.bayern.de/luft/schadstoffe/luft/organische_schadstoffe/ergebnis/index.htm
- [100] Liu, J.; Schnoor, J.L.: Uptake and Translocation of Lesser-Chlorinated Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Whole Hybrid Poplar Plants after Hydroponic Exposure. *Chemosphere* 73 (2008) 1608-1616
- [101] Whitfield Aslund, M.L.; Zeeb, B.A.; Rutter, A.; Reimer, K.J.: In situ Phytoextraction of Polychlorinated Biphenyl (PCB) Contaminated Soil. *Sci. Total Environ.* 374 (2007) 1-12
- [102] Chu, S.; Cai, M.; Xu, X. Soil-Plant Transfer of Polychlorinated Biphenyls in Paddy Fields. *Sci. Total Environ.* 234 (1999) 119-126
- [103] Hülster, A.; Müller, J.F.; Marschner, H.: Soil-Plant Transfer of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans to Vegetables of the Cucumber Family (Cucurbitaceae). *Environ. Sci. Technol.* 28 (1994) 1110-1115
- [104] Esposito, M.; De Roma, A.; Cavallo, S.; Gianfranco Diletti, G.; Baldi, L.; Scortichini, G.: Occurrence of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans and Polychlorinated Biphenyls in Fruit and Vegetables from the "Land of Fires" Area of Southern Italy. *Toxics* 5 (2017) 33-43
- [105] Oregon Health Authority, Public Health Division: Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Drinking Water. Frequently Asked Questions. OHA 8332 (05/2015). <https://www.oregon.gov/oha/PH/HealthyEnvironments/DrinkingWater/Monitoring/Documents/health/pcb.pdf>
- [106] van den Berg, M.; Birnbaum, L.; Denison, M.; De Vito, M.; Farland, W.; Feeley, M.; Fiedler, H.; Hakansson, H.; Hanberg, A.; Haws, L.; Rose, M.; Safe, S.; Schrenk, D.; Tohyama, C.; Tritscher, A.; Tuomisto, J.; Tysklind, M.; Walker, N.; Peterson, R.E.: The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicol. Sci.* 93 (2006) 223-241
- [107] Lambiasi, S.; Serpe, F.P.; Cavallo, S.; Rosato, G.; Baldi, L.; Neri, B.; Esposito, M.: Occurrence of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (PCDFs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Eggs from Free-Range Hens in Campania (Southern Italy) and Risk Evaluation. *Food Addit. Contam. Part A. Chem. Anal. Control Expo. Risk Assess.* 34 (2017) 56-64
- [108] Kersch, G., Roscher, E., Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit: Das bayerische Verbraucherportal. Polychlorierte Biphenyle (PCB). Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. Stand 04.01.2018. https://www.vis.bayern.de/produktsicherheit/technik_chemie_basis/gefahrstoffe/pcb.htm#raumluftuntersuchung_gesamt_pcb
- [109] Eikmann, T.: PCB Wirkungen auf den Menschen. Vortragsmanuskript. Gießen: 2013. https://www.giessen.de/PDF/PCB_Wirkungen_auf_den_Menschen.PDF?ObjSvrID=684&ObjID=10832&ObjLa=1&Ext=PDF&WTR=1&_ts=1377255567
- [110] Rychen, G.; Jurjan, S.; Toussaint, H.; Feidt, C.: Dairy Ruminant Exposure to Persistent organic pollutants and excretion to milk. *Review. Animal* 2 (2008) 312-323
- [111] Aktualisierung der Referenzwerte für HCB, β -HCH, DDT und PCB in Frauenmilch. Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsbl. – Gesundheitsforsch. - Gesundheitsschutz* 51 (2008) 239-1242