

19. November 2025

Auswertung der BfR-MEAL-Studie zu Blei in Lebensmitteln – einige Lebensmittelgruppen tragen deutlich zur Gesamtaufnahme bei

Blei wird sowohl durch natürliche Prozesse als auch durch menschliche Aktivitäten freigesetzt und gelangt so in die Umwelt und in die Nahrungskette. Die höchsten Bleikonzentrationen bei Erwachsenen sind in der Leber, den Nieren und den Knochen zu finden. Vor allem im Knochen kann Blei Jahrzehnte verbleiben, aber unter bestimmten Umständen auch wieder freigesetzt werden. Toxische Wirkungen von Blei betreffen u. a. die Nieren, das Herz-Kreislauf-System sowie das zentrale Nervensystem. Die Allgemeinbevölkerung kommt über verschiedene Quellen mit Blei in Kontakt, etwa über Lebensmittel, Wasser, Luft, Staub. Eine Exposition kann sich zudem auch über Blei-haltige Keramik oder Tabak(-rauch) ergeben.

In dieser Stellungnahme adressiert das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) die Aufnahme über Lebensmittel. Die Messdaten zu Bleigehalten in Lebensmitteln stammen aus der BfR-MEAL-Studie (Mahlzeiten für die Expositionsschätzung und Analytik von Lebensmitteln), der ersten Total-Diet-Studie in Deutschland. Für diese Studie wurden Lebensmittel eingekauft, haushaltstypisch zubereitet und dann auf ihre Inhaltsstoffe hin analysiert – darunter auch auf Blei. Diese Gehalte wurden mit Daten aus verschiedenen Verzehrsstudien kombiniert, um so die mögliche nahrungsbedingte Bleiaufnahme besser schätzen zu können.

In allen Altersgruppen leisten „Getreide und Getreideprodukte“ sowie „Wasser und wasserbasierte Getränke“ mit je 15 % bis 20 % den höchsten Beitrag zur durchschnittlichen Bleiaufnahme. Danach folgen „zusammengesetzte Gerichte“ mit 8 % bis 11 %. Bei Erwachsenen trägt zusätzlich die Gruppe „Kaffee, Kakao, Tee“ mit etwa 16 % zu der durchschnittlichen Exposition bei. Hier ist vor allem der Kaffee als beitragendes Lebensmittel zu nennen. Zusätzlich zur Aufnahmeschätzung von Blei bei Kindern wurden zur Bewertung auch Blutbleikonzentrationen herangezogen. Blei ist insbesondere bei den jüngeren Altersgruppen (Kleinkinder im Alter von 1 bis 2 Jahren) mit einem Risiko für das Auftreten entwicklungsneurotoxischer Auswirkungen verbunden. Vor diesem

Hintergrund ist zu beachten, dass die geschätzte Bleiaufnahme von Kindern über den Verzehr von Lebensmitteln im Vergleich zu Jugendlichen und Erwachsenen höher liegt (um bis zu vier- bis fünffach). Da es nach bisherigem Kenntnisstand keine unbedenkliche Aufnahmemenge gibt, sollte die Aufnahme von Blei daher auch weiterhin so weit als möglich minimiert werden.

1 Gegenstand der Bewertung

Gegenstand der vorliegenden Stellungnahme ist eine Expositionsschätzung auf Basis der Ergebnisse aus der BfR-MEAL-Studie zu Blei, inklusive einer Gegenüberstellung mit geeigneten Referenzpunkten aus der Dosis-Wirkungs-Beziehung für die mit der chronischen Exposition gegenüber Blei assoziierten gesundheitlichen Auswirkungen (Benchmark Dose Lower Confidence Limit, BMDL).

2 Ergebnis

Blei ist ein ubiquitär vorkommendes Metall, das natürlicherweise, aber seit der Antike vor allem durch anthropogene Aktivitäten freigesetzt wird und so in die Umwelt und anschließend in die Nahrungskette gelangt. In der vorliegenden Stellungnahme wird ausschließlich auf die externe Bleiexposition aufgrund des Vorkommens von Blei in Lebensmitteln eingegangen. Kritische Effekte einer chronischen Exposition gegenüber Blei sind gesundheitliche Auswirkungen auf das zentrale Nervensystem, das kardiovaskuläre System und die Nieren. Da die verfügbaren Studiendaten hier keine Blutbleikonzentration erkennen lassen, bei der keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind, sollte die Aufnahme von Blei so weit wie möglich minimiert werden.

Die ernährungsbedingte Blei-Exposition wurde für Kinder, Jugendliche und Erwachsene in Deutschland berechnet. Als Grundlage für den Verzehr wurden die derzeit aktuellsten, repräsentativen Verzehrsstudien „Kinder-Ernährungsstudie zur Erfassung des Lebensmittelverzehrs“ (KiESEL-Studie), Ernährungsstudie als KiGGS-Modul (EsKiMo II) und Nationale Verzehrsstudie II (NVS II) herangezogen. Die Gehaltsdaten für Blei basieren auf der Erhebung der Nationalen Total-Diet-Studie (BfR-MEAL-Studie). Die BfR-MEAL-Studie zeichnet sich durch die Abdeckung von > 90 % des Verzehrs und die Berücksichtigung zubereitungsbedingter Gehaltsveränderungen aus.

Entsprechend der Expositionsschätzung leisten „Getreide und Getreideprodukte“ sowie „Wasser und wasserbasierte Getränke“ in allen Altersgruppen mit jeweils 15 % bis 20 % den höchsten Beitrag zur durchschnittlichen Bleiaufnahme. Die Hauptgruppe „zusammengesetzte Gerichte“ leistet mit 8 % bis 11 % ebenfalls einen hohen Anteil an der durchschnittlichen Exposition. Bei Erwachsenen trägt zusätzlich die Gruppe „Kaffee, Kakao, Tee“ mit etwa 16 % stark zu der durchschnittlichen Exposition bei. Hier ist vor allem der Kaffee als stark beitragendes Lebensmittel zu nennen.

Für Blei wurden Margin of Exposure (MOE)-Werte auf der Grundlage der Expositionsschätzungen verschiedener Altersgruppen gegenüber Blei durch den Verzehr von

Lebensmitteln und mittels der EFSA-Referenzpunkte für Nierentoxizität bei Erwachsenen (BMDL₁₀ 0,63 µg/kg KG und Tag) bzw. für entwicklungsneurotoxische Effekte bei Kindern (BMDL₀₁ 0,5 µg/kg KG und Tag) für die Priorisierung von Risikomanagementmaßnahmen berechnet. Diese BMDL-Werte für die externe Exposition wurden von der EFSA (EFSA, 2010) aus den eigentlichen BMDL-Werten der internen Exposition mittels kinetischer Modelle berechnet.

Den Schätzungen der externen Exposition für **Kinder** zufolge liegt die Aufnahme von Blei durch den Verzehr von Lebensmitteln in der gleichen Größenordnung wie der BMDL₀₁ von 0,5 µg/kg KG und Tag für entwicklungsneurotoxische Wirkungen von Blei. Beispielsweise ist die Aufnahme bei Kindern < 1 Jahr bei 0,27 µg/kg KG und Tag (P50, Upper Bound) bzw. 0,35 µg/kg KG und Tag (P95, Upper Bound). Die geringsten MOE-Werte errechnen sich damit für Kinder < 1 Jahr mit 1,8 (P50, UB¹) und 1,4 (P95, UB) bzw. für Kinder im Alter von 1-2 Jahren mit 2,3 (P50, UB) bzw. 1,4 (P95, UB). Bei der Betrachtung von Daten zur internen Exposition auf Basis der Deutschen Umweltstudie zur Gesundheit GerES V (2014-2017) zeigt sich, dass die interne Exposition bei hoch exponierten Kindern und Jugendlichen (P95) aller Altersgruppen oberhalb des BMDL₀₁ von 12 µg/L für entwicklungsneurotoxische Wirkungen liegt. Auch bei Blutbleigehalten unterhalb des BMDL₀₁ sind Auswirkungen auf Parameter der kognitiven Entwicklung bei Kindern bei Exposition gegenüber Blei nicht ausgeschlossen, wenngleich die EFSA das gesundheitliche Risiko bei MOE-Werten > 1 als wahrscheinlich gering einschätzt.

Die Exposition von **Jugendlichen und Erwachsenen** liegt deutlich (bis zum 4 bis 5-fachen) unter derjenigen der Kinder. Hier ergeben sich Werte zwischen 0,08 und 0,09 µg/kg KG und Tag (P50, Upper Bound) bzw. 0,14-0,016 µg/kg KG und Tag (P95, Upper Bound). Die sich aus dem Vergleich der Exposition und dem Referenzpunkt für Nierentoxizität (BMDL₁₀ 0,63 µg/kg KG und Tag) ergebenden MOE-Werte liegen zwischen 6,9-7,6 (P50, UB) und 3,8-4,4 (P95, UB) für alle Altersgruppen zwischen 14 und > 65 Jahren. In Hinblick auf die Erhöhung des systolischen Blutdrucks und die Nierentoxizität ist in epidemiologischen Studien keine Exposition ohne Wirkung erkennbar. Insofern kann die Exposition nicht als unbedenklich angesehen werden, worauf auch die EFSA hinweist, jedoch das Risiko bei MOE-Werten > 1 als wahrscheinlich sehr gering einschätzt.

Die Ergebnisse der vorliegenden internen und externen Expositionsschätzungen zeigen, dass insbesondere für jüngere Altersgruppen trotz des deutlichen Rückgangs der internen Bleiexposition nach wie vor Handlungsbedarf hinsichtlich einer weiteren Reduzierung der Exposition auf das erreichbare Minimum besteht.

3 Begründung

3.1 Risikobewertung

3.1.1 Gefahrenidentifizierung

Blei ist ein weiches und formbares Metall (Elementsymbol Pb) mit einem niedrigen Schmelzpunkt (327,5 °C) und einer hohen Dichte (11,34 g/cm³), das im Vergleich zu anderen schweren Elementen häufig in der Erdkruste vorkommt. Es wird seit der Antike vorrangig

¹ Upper Bound

durch anthropogene Aktivitäten wie Bergbau, Verhüttung und Gebrauchsutensilien wie Töpfe, Salben und Farben sowie in neuerer Zeit vor allem durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe und die Herstellung bzw. den Gebrauch von bleihaltigen Produkten wie Batterien freigesetzt, aber auch natürlich durch Gesteinserosion und Vulkanismus. Blei in Böden stammt zum größten Teil aus der atmosphärischen Deposition von z. B. Verbrennungsrückständen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgen zusätzliche Einträge vor allem durch die Ausbringung von Klärschlamm und anderen organischen Düngemitteln (Nicholson et al., 2003). Blei wird in vielen verschiedenen Bereichen eingesetzt, wie z. B. bei der Herstellung von Batterien und Geschosskernen, für Metallprodukte wie Angelgewichte, Lötmittel und Rohrleitungen oder für Einrichtungen zur Abschirmung von Röntgenstrahlung. Aufgrund der gesundheitlichen Risiken wurde die Verwendung von Blei in vielen Produkten weltweit zunehmend eingeschränkt. Verbleites Fahrzeugbenzin wurde in Deutschland seit Ende der 1980er Jahre schrittweise verboten, im Jahr 2000 folgte das endgültige Verbot in der gesamten Europäischen Union (Richtlinie 98/70/EG). Seit 2021 wird der Treibstoff weltweit nicht mehr vertrieben (UNEP, 2021). Durch das Verbot von bleihaltigem Benzin aber auch bleihaltiger Farbe wurden Haupteinträge für Blei in die Umwelt verschlossen (ATSDR, 2020; EFSA, 2010).

Blei wird in der Umwelt nicht abgebaut und kann in unterschiedlicher chemischer Form in allen Umweltkompartimenten vorliegen (ATSDR, 2020). Die vorherrschende Form von Blei in der Umwelt ist anorganisches Blei in der Oxidationsstufe +2 (beispielsweise Bleiphosphat und Bleicarbonat), wobei Blei meist in Verbindungen mit zwei oder mehreren weiteren Elementen auftritt. In industriell synthetisierten organischen Bleiverbindungen wie Alkylbleiverbindungen (beispielsweise Tetramethylblei und Tetraethylblei) liegt Blei fast immer in der Oxidationsstufe +4 vor. Beide Substanzen sind hoch flüchtige, fettlösliche Flüssigkeiten, gegenüber denen Menschen hauptsächlich berufsbedingt exponiert sind (EFSA, 2010).

Die Exposition der Allgemeinbevölkerung gegenüber Blei erfolgt über Lebensmittel und Wasser, daneben auch über die Luft und insbesondere bei Kindern auch über Hausstaub und Boden (EFSA, 2010). Staub im Außenbereich kann eine weitere wichtige Quelle darstellen. Dies gilt für Areale, die starkem Kraftfahrzeugverkehr ausgesetzt sind bzw. auf ehemaligen oder in der Nähe von Industrieanlagen liegen. Für einzelne Individuen können Gefäße aus Keramik und Bleiglas wesentliche Quellen darstellen, indem Blei aus den Glasuren in das Nahrungsmittel übergeht (BfR, 2020; Heinemeyer & Bösing, 2020). Darüber hinaus ist Blei Bestandteil von Tabak und Tabakrauch.

In der vorliegenden Stellungnahme wird jedoch ausschließlich auf die externe Bleiexposition aufgrund des Vorkommens von Blei in Lebensmitteln eingegangen, die externe Exposition gegenüber Blei durch andere Quellen wird in dieser Stellungnahme nicht betrachtet.

Da Blei ubiquitär in Luft, Boden und Wasser vorkommt, gelangt das Metall über Pflanzen, Pilze, und Lebensmittel tierischer Herkunft in die Nahrungskette des Menschen. Das Vorkommen von Blei in Pflanzen ist hauptsächlich das Ergebnis atmosphärischer Ablagerungen. Das heißt, über Staubpartikel und Aerosole gelangt Blei auf die Oberfläche von Früchten und Blättern und wird zum Teil in das Innere der Pflanze aufgenommen und verteilt. Dementsprechend korreliert die Bleikonzentrationen in Blättern mit den atmosphärischen Konzentrationen (EFSA, 2010). Die Aufnahme von Blei über die Wurzeln ist eher gering, da nur ein kleiner Anteil des Bleis im Boden für Pflanzen verfügbar ist. Bei den

meisten Pflanzenarten verbleibt der überwiegende Anteil des über die Wurzeln aufgenommenen Blei in den Wurzeln, für einige Arten wurde aber gezeigt, dass eine Translokation von Blei aus dem Wurzelsystem in die oberirdischen Pflanzenteile stattfindet (ATSDR, 2020). Pilze sind in höherem Maße in der Lage Blei aus dem Boden zu absorbieren und zu akkumulieren, so dass die Bleikonzentrationen in Pilzen die Gehalte in grünen Nutzpflanzen, Obst und Gemüse übersteigen können (Damodaran et al., 2013; Orywal et al., 2021). Auch in Meeresalgen werden häufig vergleichsweise hohe Bleigehalte nachgewiesen. Verschiedene Meeresalgen zeigen eine hohe Kapazität für die passive Aufnahme von Metallen, die zu einer Bleiaufnahme von bis zu 270 mg Blei/g Biomasse führen kann (Holan & Volesky, 1994). Unter den essbaren Makroalgen haben Braunalgen aufgrund physiologischer Besonderheiten die höchste Metallbindungskapazität (Besada et al., 2009).

Über bleihaltige, pflanzliche Futtermittel aber auch über die Aufnahme von Bodenpartikeln insbesondere durch Weidetiere kann Blei auch in tierische Lebensmittel gelangen (Adamse et al., 2017; Laurent et al., 2012). Pflanzen und Tiere können Blei also akkumulieren, eine Anreicherung in aquatischen oder terrestrischen Nahrungsketten findet aber nicht statt. Zum Teil kann dies mit der Tatsache erklärt werden, dass Blei bei Wirbeltieren vorrangig im Knochen gespeichert wird, was die Wahrscheinlichkeit des Übergangs auf eine weitere Spezies in der Nahrungskette begrenzt (EFSA, 2010). Blei in Trinkwasser ist meist das Ergebnis der Freisetzung aus Bleirohren. Nennenswerte Bleigehalte können auch während der Herstellung und Lagerung von Lebensmitteln und Getränken durch die Nutzung bleihaltiger Geräte oder Gefäße in die Nahrungskette gelangen (BfR, 2020; WHO, 2021). Mit bleihaltiger Munition erlegtes Wild ist ebenfalls eine potenzielle Expositionsquelle für Menschen, die dieses Fleisch regelmäßig verzehren (BfR, 2010; WHO, 2021). In Abhängigkeit von der küchentechnischen Zubereitung des Wildfleisches, z. B. durch Marinieren, kann die Bleiverfügbarkeit erheblich beeinflusst werden (Schulz et al., 2021).

3.1.2 Gefahrencharakterisierung

Ausführliche Informationen zum Gefährdungspotential von Blei sind in Stellungnahmen internationaler Gremien zu finden (z. B. EFSA 2010, EPA 2013, WHO/FAO 2011, ATSDR 2020). Blei hat im menschlichen Körper keine offensichtliche physiologische Funktion (WHO, 2021).

3.1.2.1 Toxikokinetik

Die wichtigsten Expositionspfade für Blei sind die orale und inhalative Aufnahme (WHO, 2021). In der vorliegenden Stellungnahme wird die Exposition gegenüber Blei durch Lebensmittel betrachtet.

Die Resorption von Blei aus dem Magen-Darm-Trakt nach oraler Aufnahme wird sowohl durch physiologische Faktoren (z. B. Alter, Ernährungszustand, Schwangerschaft) als auch durch physikochemische Eigenschaften (z. B. Bleispezies, Löslichkeit, Größe) beeinflusst. Die gastrointestinale Resorption von aufgenommenem Blei ist bei Kindern höher als bei Erwachsenen. Bei Erwachsenen liegt die Resorptionsrate von Blei bei etwa 3-10 %, während sie bei Säuglingen und Kleinkindern bis zu 50 % betragen kann (ATSDR, 2020; EFSA, 2010).

Nach der Resorption wird Blei überwiegend an rote Blutkörperchen gebunden über den Blutkreislauf transportiert. Die höchsten Bleikonzentrationen bei Erwachsenen sind in der Leber, Niere und den Knochen zu finden. Bei chronischer Exposition gegenüber Blei enthalten die Knochen bei Erwachsenen > 90 % und bei Kindern > 70 % der Körperlast. Blei

bildet stabile Komplexe mit Phosphat und kann Calcium in Hydroxylapatit ersetzen, ein Phosphat, das die kristalline Hauptmatrix der Knochen bildet. Blei wird daher während des Wachstums und des Umbaus in den Knochen abgelagert. Damit stellt Blei im Knochen einen Pool dar, aus dem im Laufe des Lebens kleine Mengen mobilisiert werden und zurück in den Blutstrom gelangen. Dies passiert insbesondere in Phasen, in denen eine physiologische oder pathologische Knochendemineralisation stattfindet, wie in der Schwangerschaft, Stillzeit oder durch Osteoporose bedingt im höheren Lebensalter. Blei kann von der Mutter auf den Fötus übergehen sowie über die Muttermilch auf den Säugling (ATSDR, 2020; EFSA, 2010).

Der Metabolismus von anorganischem Blei besteht in der Bildung von Komplexen mit einer Vielzahl von Protein- und Nicht-Protein-Liganden. Organische Bleiverbindungen werden in der Leber durch P-450-Enzyme aktiv metabolisiert (oxidative Dealkylierung) (ATSDR, 2020).

Blei wird unabhängig vom Expositionsweg hauptsächlich über den Urin und Fäzes ausgeschieden, in einem geringeren Ausmaß auch über Schweiß, Speichel, Haare, Nägel, Muttermilch und Samenflüssigkeit. Die Eliminierung von Blei ist mehrphasig und spiegelt damit die unterschiedlichen Verweilzeiten in verschiedenen Teilen des Körpers wider. Die apparente (scheinbare) Eliminationshalbwertszeit ($t_{1/2}$) im Blut variiert mit dem Alter und der Expositionsgeschichte und reicht von 1 Woche bis zu 2 Jahren. Die Eliminierung von Blei aus den Knochen erfolgt mit einer apparenten Eliminationshalbwertszeit von ein bis zwei Jahrzehnten (ATSDR, 2020).

3.1.2.2 Biomarker

Die heute in der Praxis verwendeten Biomarker für die Exposition sind Messungen des Gesamtbleigehalts in Körperflüssigkeiten oder -geweben wie Blut, Knochen oder Urin.

Als häufigster verwendeter Biomarker gilt der (Voll-)Blutbleigehalt, der als zuverlässigster Biomarker für den allgemeinen klinischen Gebrauch und die Überwachung der öffentlichen Gesundheit gilt (ATSDR, 2020). Das liegt darin begründet, dass es zahlreiche Belege für einen Zusammenhang zwischen Blutbleikonzentrationen und klinischen Auswirkungen gibt, und außerdem validierte Analysemethoden und zuverlässige Blutqualitätskontroll- und Referenzmaterialien verfügbar sind (WHO, 2021). Blutbleigehalte spiegeln eine Kombination aus Kurzzeit- und Langzeitexposition wider, da neben dem über die Magen-Darm-Passage aufgenommenen Blei und dem Blei aus Weichteilgewebe ($t_{1/2}$ 20 bis 40 Tage) auch Blei aus den Knochen in das Blut übergeht ($t_{1/2}$ bis 30 Jahre) (EFSA, 2010).

Die Bleikonzentrationen in Plasma und Serum sind ähnlich, sind jedoch sehr niedrig und liegen nahe der Bestimmungsgrenze der meisten Analyseverfahren (ATSDR, 2020; EFSA, 2010).

Blei im Urin spiegelt in erster Linie die Menge des kürzlich aufgenommenen Bleis wider. Es besteht ein Zusammenhang zwischen den Bleikonzentrationen im Urin und im Blut, aber die Schwankungen im Urin sind zu groß um eine Vorhersage der individuellen Blutbleikonzentration anhand der Bleikonzentration im Urin zu ermöglichen (EFSA, 2010). Aus diesem Grund und wegen des beträchtlichen Risikos einer externen Kontamination bei der Probenahme, ist die Messung von Blei im Urin für die routinemäßige Bewertung der Bleiexposition nicht empfohlen (EFSA, 2010; Lauwerys & Hoet, 2001).

Im Gegensatz zu Blei im Blut und Urin spiegelt die Bleikonzentration in den Knochen die langfristige Aufnahme und die Gesamtkörperlast wider, da sich mehr als 90 % der Bleikörperlast im Skelett befindet. Die Bleikonzentration im Knochen kann mit nicht-invasiven Methoden auf der Grundlage der Röntgenfluoreszenz bestimmt werden. Die Bestimmung ist für das Schienbein, das Fersenbein und die Kniescheibe möglich. Blei wird außerdem während der Zahnbildung in die Zähne eingebaut. Dementsprechend ist die Bleikonzentration in Knochen und Zähnen ein gutes Maß für epidemiologische Studien, in denen eine retrospektive Bewertung der Expositionen erforderlich ist (EFSA, 2010).

Haare wurden vereinzelt für das Biomonitoring der Bleiexposition verwendet. Aufgrund der möglichen externen Kontamination ist es jedoch kein zuverlässiger Indikator für die Aufnahme von Blei in den Körper (EFSA, 2010; WHO, 2007).

3.1.2.3 Toxikologie

Für Blei gibt es eine Vielzahl von Daten über die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen beim Menschen. Diese Daten stammen aus Studien mit beruflich exponierten Gruppen, Unfällen und der allgemeinen Bevölkerung. Verfügbar sind Daten zur Mutagenität, Karzinogenität, zu neurologischen, kardiovaskulären, renalen, endokrinen, gastrointestinalen, immunologischen und hämatologischen Effekten sowie zu Wirkungen auf das Muskel-Skelett-System, die Reproduktion und Entwicklung im Menschen. Die meisten dieser Endpunkte wurden auch in Tierexperimenten untersucht.

Zusammenfassend werden im Folgenden Informationen zu den neurologischen, renalen und kardiovaskulären Wirkungen, der Reproduktions- und Entwicklungstoxizität sowie der Genotoxizität und die Karzinogenität von Blei dargestellt.

Akute Toxizität

Wenngleich aufgrund der hohen benötigten Dosen selten, sind Symptome einer akuten Bleivergiftung, insbesondere bei beruflicher Exposition oder einer anderen hohen Bleiaufnahme, Bauchschmerzen (Koliken), Verstopfung, Übelkeit, Erbrechen und Anorexie. Bei Kindern kommt bei hohen akuten Expositionen noch die Möglichkeit einer toxischen Enzephalopathie hinzu.

Generell ist durch die orale Aufnahme von Blei als Kontaminante aus Lebensmitteln üblicherweise nicht zu erwarten, dass Aufnahmemengen erreicht werden, die zu akuter Toxizität führen. Aufgrund der langen Eliminationshalbwertszeit von Blei aus dem Körper steht die Bewertung gesundheitlicher Risiken aufgrund chronischer Exposition bei der Bewertung gesundheitlicher Risiken des Vorkommens von Blei in Lebensmitteln daher im Vordergrund (EFSA, 2010).

Chronische Toxizität

Mögliche Toxizitäten nach chronischer Exposition gegenüber Blei betreffen viele Organsysteme und werden zum Teil auch noch bei Blutbleigehalten unter 50 µg/L beobachtet (ATSDR, 2020).

Neurologische Effekte

Das sich entwickelnde Nervensystem wurde als das sensitivste Zielorgan für toxische Wirkungen von Blei bei Kindern identifiziert. Die möglichen neurotoxischen Auswirkungen von Blei wurden in vielen Studien untersucht, so dass die Studienlage hier vergleichsweise

gut ist. Es gibt konsistente Belege für inverse Zusammenhänge zwischen Auswirkungen auf Parameter der kognitiven und neuromotorischen/neurosensorischen Entwicklung mit Blutbleikonzentrationen bei Kindern und Erwachsenen. Bei Kindern wurden diese Zusammenhänge bei Blutbleikonzentrationen ab 50 µg/L beobachtet, wobei es Belege auch für neurologische Effekte unterhalb von 50 µg/L gibt. Bei Erwachsenen wurden neurologische Beeinträchtigungen im Zusammenhang mit Blutbleigehalten ab 100 µg/L beobachtet, wobei es auch hier Hinweise auf Auswirkungen bei einem Blutbleigehalt von ≤ 50 µg/L gibt.

Insgesamt gibt es nach derzeitigem Kenntnisstand keine Hinweise auf eine Bleiexposition ohne adverse Wirkung auf das sich entwickelnde Nervensystem.

Niereneffekte

Die Auswirkungen von Blei auf die Nieren sind in verschiedenen Studien belegt. Die verfügbaren Daten zeigen Hinweise auf Nierenschäden und eine eingeschränkte Nierenfunktion in Verbindung mit Blutbleigehalten im Bereich von 50 - 100 µg/L. Ähnlich wie bei den neurologischen Effekten geben mehrere Studien Hinweise auf renale Effekte, die bereits bei Bleiblutgehalten von unter 50 µg/L beobachtet wurden. Zu den Beeinträchtigungen der Nierenfunktion gehören Proteinurie, Beeinträchtigung des Transports von organischen Anionen und Glukose sowie eine verminderte glomeruläre Filtrationsrate (GFR). Bei höheren Blutbleiwerten (> 300 µg/L) ist die durch Blei induzierte Nephrotoxizität durch proximale tubuläre Nephropathie, glomeruläre Sklerose, interstitielle Fibrose und tubuläre Nekrose gekennzeichnet. Durch Blei bedingte Verschlechterungen der Nierenfunktion können zu einer höheren Körperbelastung aufgrund einer verminderten Ausscheidung von Blei führen (ATSDR, 2020).

Kardiovaskuläre Effekte

Epidemiologische Studien an Erwachsenen deuten auf die Möglichkeit kardiovaskulärer Effekte bei Blutbleigehalten im Bereich von 50 - 500 µg/L hin. Einige Studien deuten darauf hin, dass kardiovaskuläre Effekte auch bei Blutbleigehalten unter 50 µg/L auftreten können. Am häufigsten untersucht wurden dabei die Auswirkungen auf den Blutdruck, wobei die Studien einen Anstieg des systolischen und diastolischen Blutdrucks zeigen. Zu den weiteren kardiovaskulären Effekten von Blei gehören ein erhöhtes Risiko für Herzerkrankungen, Arteriosklerose, eine veränderte Erregungsleitung des Herzens und eine erhöhte Sterblichkeit aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen (ATSDR, 2020).

Effekte auf die Reproduktion und Entwicklung (andere als die neurologische Entwicklung)

Blei hat auch Effekte auf das Fortpflanzungssystem und ist entsprechend nach der Verordnung für die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Chemikalien in der EU (Verordnung (EG) Nr. 1272/2008; CLP-Verordnung) als reproduktionstoxisch Kategorie 1A („Kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigen. Kann das Kind im Mutterleib schädigen.“) sowie als „Lact.“ („Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen.“) klassifiziert. Die beobachteten Effekte betreffen dabei sowohl das männliche als auch das weibliche Fortpflanzungssystem. Beispielsweise geben humane Beobachtungsstudien Hinweise darauf, dass Blei unter anderem Veränderungen im Serumspiegel der Fortpflanzungshormone hervorrufen oder Spermien schädigen kann.

Genotoxizität

Zur Untersuchung der Genotoxizität von Blei wurden zahlreiche *in vivo* und *in vitro* Untersuchungen durchgeführt. Die Daten zur Genotoxizität deuten darauf hin, dass Blei nicht direkt genotoxisch ist. Zahlreiche Studien an Arbeitern berichten über eine positive Assoziation zwischen der Bleikonzentration im Blut und dem Auftreten klastogener Effekte wie eine erhöhte Anzahl an Zellen mit Mikrokernen, eine erhöhte Anzahl mutierter T-Zell-Rezeptoren oder eine im „Comet assay“ beobachtete höhere Rate an DNA-Schädigungen. Ob das Blei im Blut tatsächlich die Ursache für die beobachteten Effekte ist, konnte nicht abschließend belegt werden. Vermutet wird eine schwache indirekte genotoxische Wirkung durch die Bildung reaktiver Sauerstoffspezies und eine Verminderung der DNA-Reparatur-Aktivität (EFSA, 2010).

Karzinogenität

An Nagetieren wurde bei hoher Exposition gegenüber Bleiverbindungen die Ausbildung von Tumoren in einer Vielzahl von Organen – insbesondere in der Niere, der Lunge, der Prostata und der Nebenniere – sowie eine promovierende Wirkung bei der Bildung von Nierentumoren beobachtet (EFSA, 2010). Dies deckt sich mit der Bewertung durch andere Gremien, die Blei und Bleiverbindungen bei hohen Konzentrationen als potentiell humankarzinogen bewerten (NTP, 2021).

3.1.2.4 Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen und Referenzpunkte für die Risikocharakterisierung

Modellierungen der Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen von Blei zur gesundheitlichen Bewertung chronischer Wirkungen beim Menschen stützen sich auf epidemiologische Studien (ATSDR, 2020; EFSA, 2010; EPA, 2013; FAO/WHO, 2011). Verschiedene Gremien identifizierten die Entwicklungsneurotoxizität bei Kindern bis mindestens zu einem Alter von sieben Jahren sowie die kardiovaskulären Auswirkungen und die Nephrotoxizität bei Erwachsenen als kritische Effekte von (anorganischem) Blei, die für die Risikocharakterisierung herangezogen werden sollten (EFSA, 2010).

Den empfindlichsten und relevantesten Endpunkt für Kinder stellen intellektuelle Defizite dar, die als Verminderung des IQ-Wertes (Full Scale IQ) messbar sind. Als Referenzpunkt für die Risikocharakterisierung ermittelte EFSA (2010) ein Benchmark Dose Lower Confidence Limit (BMDL₀₁) von 12 µg/L Blei im Blut (untere Grenze des 95 % Konfidenzintervalls der Benchmark Dose (BMD₀₁)², das mit einer rechnerischen Abnahme des IQ-Wertes um 1 % assoziiert ist, entsprechend einer Abnahme um einen Punkt auf der IQ-Skala). Der BMDL stellt die Dosis dar, die mit der unteren Grenze des 95 % Konfidenzintervalls assoziiert ist, das zur sogenannten „Benchmarkdosis“ (Benchmark Dose, BMD), in diesem Fall der BMD₀₁, gehört. Die Datenbasis für diese Modellierung bildete eine Auswertung der Zusammenhänge von Blutbleigehalten und Full Scale IQ-Wert bei 1333 Kindern im Alter von etwa 5 Jahren bis 7 bzw. 10 Jahren, die an sieben internationalen populationsbasierten longitudinalen Kohortenstudien teilgenommen hatten (Lanphear et al., 2005). Die Beziehung zwischen der ernährungsbedingten Bleiaufnahme und den Bleispiegeln im Blut von Kindern bis zum siebten Lebensjahr wurde anhand des Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK)-

² Benchmark Dose (BMD): über eine mathematische Dosis-Wirkungs-Modellierung ermittelte Dosis, die in den der Modellierung zugrundeliegenden Untersuchungen mit einer bestimmten Effektstärke assoziiert (im Falle der BMD 1 z.B. einer Erhöhung des Effektes um 1 %) assoziiert ist

Modells³ geschätzt. Unter Verwendung des IEUBK-Modells wurde ein BMDL₀₁-Wert von 0,50 µg/kg Körpergewicht (KG) und Tag für die Aufnahme von Blei mit der Nahrung berechnet (**Tabelle 1**) (EFSA, 2010).

Die Empfindlichkeit des Fötus gegenüber den Auswirkungen von Blei auf die neurologische Entwicklung ist nicht bekannt. EFSA geht davon aus, dass der sich entwickelnde Fötus mindestens ebenso empfindlich auf diese Bleieinwirkung reagiert wie ein Kleinkind (EFSA 2010). Da das Verhältnis zwischen fötaler und mütterlicher Blutbleikonzentration in der Nabelschnur etwa 0,9 beträgt, berechnet EFSA einen mütterlichen Blutbleigehalt von 13 µg/L, der dem BMDL₀₁ für Auswirkungen auf die Neuroentwicklung (12 µg/L) entspricht. Dies entspricht einer ernährungsbedingten Exposition von 0,54 µg/kg KG und Tag.

Für die Konzentrations-Wirkungs-Analyse der EFSA (2010) in Hinblick auf kardiovaskuläre Auswirkungen bei Erwachsenen stellte sich der Blutdruck als der empfindlichste Endpunkt dar. Ein 1 %-iger Anstieg des systolischen Blutdrucks (SBP) im Jahr bzw. im Durchschnitt der Gesamtbevölkerung wurde als kritisch für die öffentliche Gesundheit betrachtet, da dies zu erhöhten Risiken für kardiovaskuläre Mortalität aufgrund koronarer Herzkrankheiten (KHK) in einer Bevölkerung führen würde. Auf Basis des SBP in vier epidemiologischen Studien (Längsschnitt- und Querschnittstudien) wurde ein mittlerer BMDL₀₁-Wert von 36 µg/L Blei im Blut berechnet (EFSA, 2010; Glenn et al., 2003; Glenn et al., 2006; Nash et al., 2003; Vupputuri et al., 2003). Die Beziehung zwischen der ernährungsbedingten Bleiaufnahme und den Bleispiegeln im Blut von Erwachsenen wurde anhand des Modells von Carlisle und Wade (1992) geschätzt (Carlisle & Wade, 1992). Unter Verwendung dieses Modells wurde ein BMDL-Wert für die ernährungsbedingte Bleiaufnahme bei Erwachsenen von 1,50 µg/kg KG und Tag für die Blei-bedingten Auswirkungen auf das Herz-Kreislauf-System berechnet (**Tabelle 1**) (EFSA, 2010).

Für die Nephrotoxizität wurde die Prävalenz von chronischer Niereninsuffizienz (CKD) bei Erwachsenen unter Zugrundelegung der NHANES-Studie (1999-2006, Querschnittsdaten) analysiert (EFSA, 2010; Navas-Acien et al., 2009). Der seitens der EFSA berechnete BMDL₁₀-Wert von 15 µg/L Blei im Blut beruht auf einer 10 %-igen Veränderung, die als eine Verringerung der glomerulären Filtrationsrate (GFR) auf Werte unter 60 mL/1,73 m² Körperoberfläche pro min definiert wurde. Für die ernährungsbedingte Bleiaufnahme ergibt sich unter Verwendung des oben benannten Modells (Carlisle & Wade, 1992) als Referenzpunkt für die Risikocharakterisierung bleibender Effekte auf die Nieren ein BMDL₁₀-Wert von 0,63 µg/kg KG und Tag für Erwachsene (**Tabelle 1**) (EFSA, 2010).

³ Verfügbar unter: <https://www.epa.gov/superfund/lead-superfund-sites-software-and-users-manuals>

Tabelle 1: BMDL-Werte als Referenzpunkte für die Risikocharakterisierung für die empfindlichsten Endpunkte der toxischen Wirkung von Blei nach chronischer Exposition ausgedrückt in µg/L Blutbleigehalt und in µg/kg KG und Tag für die alimentäre Bleiaufnahme (EFSA, 2010)

Endpunkt	Population	Referenzpunkt	
		BMDL basierend auf Blutbleigehalten [µg/L]	Den BMDL entsprechende ernährungsbedingte Bleiexposition [µg/kg KG und Tag]
Entwicklungs-neurotoxizität (IQ ^a)	Kinder	12 ^b	0,50
	Schwangere*	13 ^b	0,54
Nierentoxizität (GFR ^c)	Erwachsene	15 ^d	0,63
Kardiovaskuläre Effekte (SBP ^e)	Erwachsene	36 ^f	1,50

^a IQ = Intelligenzquotient

^b BMDL₀₁ für die Verminderung des Full Scale IQ-Wertes um einen Punkt

^c GFR = glomeruläre Filtrationsrate

^d BMDL₁₀ für den Anstieg der Prävalenz für chronische Nierenkrankheit um 10 % entsprechend einer Abnahme der GFR auf einen Wert unter 60 mL/1,73 m² Körperoberfläche pro min

^e SBP = systolischer Blutdruck

^f BMDL₀₁ für den Anstieg des SBP um 1 % entsprechend einer Erhöhung um 1,2 mm Hg ausgehend von einem SBP von 120 mm Hg in einem normotensiven Erwachsenen

* Ausgehend davon, dass der sich entwickelnde Fötus mindestens ebenso empfindlich auf die entwicklungsneurotoxische Wirkung von Blei reagiert wie ein Kleinkind und basierend auf ein Verhältnis zwischen fetaler und mütterlicher Blutbleikonzentration in der Nabelschnur von 0,9 (EFSA 2010).

Internationale Gremien weisen darauf hin, dass in epidemiologischen Studien für verschiedene kritische Endpunkte einschließlich der Entwicklungsneurotoxizität keine Blutbleikonzentration erkennbar ist, bei der keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind (ATSDR, 2020; EFSA, 2010; FAO/WHO, 2011). Somit ist die Ableitung eines gesundheitsbasierten Richtwertes nicht möglich. Weiterhin wird in Stellungnahmen darauf hingewiesen, dass in epidemiologischen Studien auch Blutbleigehalte unter 10 µg/L möglicherweise mit Beobachtungen wie intellektuellen Defiziten bei Kindern assoziiert sein können.

Der von der JECFA abgeleitete PTWI (provisional tolerable weekly intake, vorläufige tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge) von 25 µg/kg KG (FAO/WHO, 1993) wird von internationalen Gremien einschließlich der JECFA selbst nicht mehr als geeignet für die Risikocharakterisierung der alimentären Bleiaufnahme angesehen (FAO/WHO, 2011).

EFSA (2010) empfiehlt die Berechnung von Margin of exposures (MOEs⁴) zur Unterstützung der Risikocharakterisierung. Für die Interpretation der MOE-Werte schlussfolgert die EFSA (2010), dass für Erwachsene in Bezug auf den Anstieg des SBP bzw. die Reduktion der glomerulären Filtrationsrate (GFR) und für Kinder in Bezug auf Auswirkungen auf den IQ-

⁴ Ein Margin of exposure (MOE) bezeichnet den Quotienten aus einem geeigneten Referenzpunkt aus der Dosis-Wirkungs-Beziehung und der geschätzten Exposition des Menschen gegenüber der Substanz. Als Referenzpunkt wird häufig ein Benchmark Dose Lower Confidence Limit (BMDL) oder verwendet, d. h. eine Dosis, die bei einer Substanz z. B. mit einem bestimmten Anstieg des Effektes assoziiert ist. Ein MOE-Wert ist kein gesundheitsbasierter Richtwert; er dient vielmehr der Priorisierung der Dringlichkeit von Risikomanagementmaßnahmen bei Stoffen, für die nach derzeitigem Kenntnisstand keine gesundheitlich unbedenkliche Aufnahmemenge abgeleitet werden kann.

Wert bei einem MOE von 10 oder größer nicht von einem nennenswerten Risiko hinsichtlich klinisch signifikanter Veränderungen auszugehen sei. Auch bei MOEs > 1 schätzt die EFSA das Risiko für den bleibenden Blutdruckanstieg bzw. die Reduktion der GFR als sehr gering und für die Auswirkungen auf den IQ-Wert als wahrscheinlich gering ein, weist aber darauf hin, dass es nicht als unbedenklich einzuschätzen ist.

Bis zum Vorliegen aktualisierter Modellierungen von Referenzpunkten für die alimentäre Bleiaufnahme stellen aus Sicht des BfR die von der EFSA (2010) publizierten Referenzpunkte eine geeignete Basis für eine orientierende Risikocharakterisierung dar. Das BfR weist darauf hin, dass diese Referenzpunkte dem wissenschaftlichen Kenntnisstand von 2010 entsprechen. Wie in EFSA (2010) beschrieben, wird die Exposition mit den Referenzpunkten verglichen und es werden MOE-Werte berechnet.

3.2 Expositionsschätzung und -bewertung

3.2.1 Externe Exposition über Lebensmittel

3.2.1.1 Datengrundlage zum Verzehr

Als Datengrundlage hinsichtlich des Verzehrs bei **Säuglingen, Kleinkindern und Kindern zwischen 0,5 und < 6 Jahren** diene die „Kinder-Ernährungsstudie zur Erfassung des Lebensmittelverzehrs“ (KiESEL-Studie). An KiESEL nahmen insgesamt 1.104 Kinder im Alter von sechs Monaten bis einschließlich fünf Jahren teil. Die Befragung wurde zwischen 2014 und 2017 durchgeführt. Anhand eines Interviews füllten die Erziehungsberechtigten einen Fragebogen zur allgemeinen Ernährung, Ernährung im 1. Lebensjahr sowie einen Food Propensity Questionnaire zu selten verzehrten Lebensmitteln aus. Davon haben 1.008 Kinder bzw. deren Eltern auch an der Ernährungserhebung mittels Wiege/-Schätzprotokoll teilgenommen. Der Lebensmittelverzehr der Kinder wurde in einem Wiegeprotokoll für drei aufeinanderfolgende Tage und in einem 1-Tages-Wiegeprotokoll an einem unabhängigen Tag dokumentiert. Ergänzend wurde der Außer-Haus-Verzehr (z. B. in den Betreuungseinrichtungen) mit Hilfe eines reduzierten Schätzprotokolls erfasst (Nowak et al., 2022a; Nowak et al., 2022b). Zur Auswertung werden die Ergebnisse aus den Wiegeprotokollen herangezogen und ausschließlich nicht gestillte Individuen berücksichtigt (N = 952).

Als Datengrundlage hinsichtlich des Verzehrs bei **Kindern zwischen 6 und < 12 Jahren** diene die Ernährungsstudie als KiGGS-Modul (EsKiMo II) (Mensink et al., 2021). Im Rahmen von EsKiMo II wurden in den Jahren 2015 bis 2017 2.644 Kinder und Jugendliche im Alter von 6 bis <18 Jahren zu ihrem Lebensmittelverzehr und ihrem Ernährungsverhalten untersucht. Diese hatten zuvor an der zweiten Welle der „Studie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen in Deutschland“ (KiGGS) Welle 2 des Robert-Koch-Institutes teilgenommen. Für die Expositionsschätzung wurden die vier Tage Wiegeprotokolle von 1.190 Kindern zwischen 6 und < 12 Jahren verwendet. Der Verzehr ab 14 Jahren wird von der NVS II abgedeckt.

Als Datengrundlage hinsichtlich des Verzehrs bei **Jugendlichen und Erwachsenen zwischen 14 und 80 Jahren** diene die Nationale Verzehrstudie II (NVS II) des Max Rubner-Instituts (MRI). Die NVS II ist die aktuelle repräsentative Studie zum Verzehr der deutschen Bevölkerung. Die Studie, bei der etwa 20.000 Personen im Alter zwischen 14 und 80 Jahren mittels drei verschiedener Erhebungsmethoden (Dietary History, 24 h-Recall und Wiegeprotokoll) zu ihrem Ernährungsverhalten befragt wurden, fand zwischen 2005 und 2006 in ganz Deutschland statt (Krems et al., 2006; MRI, 2008). Die Verzehrsauswertungen

beruhen auf den Daten der beiden unabhängigen 24 h-Recalls der NVS II, die in einem computergestützten Interview mittels „EPIC-SOFT“ erhoben wurden. Es wurden die Daten von 13.926 Personen, von denen beide Interviews vorlagen, ausgewertet.

Diese Verzehrsstudien sind geeignet, um langfristige Verzehrsmengen abzuschätzen. Die Aufnahmeschätzungen wurden nach den in **Tabelle 2** aufgeführten Altersgruppen ausgewertet.

Tabelle 2: Verzehrsstudien für die Schätzung der Exposition der Bevölkerung in Deutschland

Altersgruppe	Verzehrsstudie
Säuglinge (0,5 < 1 Jahr) ^a	KiESEL
Kleinkinder (1 < 3 Jahre)	KiESEL
Kinder (3 < 6 Jahre)	KiESEL
Kinder (6 < 10 Jahre)	EsKiMo II
Jugendliche (10 < 12 Jahre)	EsKiMo II
Jugendliche (14 < 19 Jahre)	NVS II
Erwachsene (19 < 25 Jahre)	NVS II
Erwachsene (25 < 35 Jahre)	NVS II
Erwachsene (35 < 51 Jahre)	NVS II
Erwachsene (51 < 65 Jahre)	NVS II
Ältere und Senioren (≥ 65 Jahre)	NVS II

^a In der Verzehrsstudie wurden (teil-)gestillte Kinder ausgeschlossen

3.2.1.2 Datengrundlage zu Gehalten in Lebensmitteln

Blei wurde im Basismodul der BfR-MEAL-Studie in allen 356 Lebensmitteln der MEAL-Foodlist (Lebensmittelliste) untersucht⁵. Basierend auf den 24 h-Recalls der NVS II für Jugendliche und Erwachsene und den VELs-Daten für Kinder (Banasiak et al., 2005), deckt die MEAL-Foodlist für jede Lebensmittelhauptgruppe mindestens 90 % der durchschnittlichen Lebensmittelfzufuhr verschiedener Altersgruppen der Bevölkerung Deutschlands ab und berücksichtigt zudem selten verzehrte Lebensmittel mit bekanntermaßen hohen Gehalten an unerwünschten Stoffen. Die MEAL-Lebensmittel wurden zwischen Dezember 2016 und Mai 2019 deutschlandweit in vier verschiedenen Regionen eingekauft, wobei die Produktauswahl die unterschiedlichen Einkaufsgewohnheiten der deutschen Bevölkerung sowie regionale als auch saisonale Besonderheiten berücksichtigt. Die der repräsentativen Zusammenstellung der Proben zugrundeliegenden Informationen wurden über Verbraucherstudien erhoben sowie aus Marktdaten generiert. Die Lebensmittel wurden in der MEAL-Studienküche unter Nachbildung des typischen Verbraucherverhaltens zubereitet. Anschließend wurden die Lebensmittel und Gerichte gepoolt (zusammengefasst) und homogenisiert (Sarvan et al., 2017). Spezifische Details zur Datenerhebung sowie Darstellung und Diskussion der Gehalte von Blei wurden bereits veröffentlicht (Fechner et al., 2022). Die höchsten Gehalte wurden in den Lebensmittelhauptgruppen „Kaffee, Kakao, Tee“ gefunden, was vor allem an den hohen Gehalten in Kakaopulver liegt, das ohne Zubereitung und daher unverdünnt

⁵ https://www.bfr-meal-studie.de/cm/343/Lebensmittelliste_Deutsch_2021_Web_bf_final_1.pdf

gemessen wurde. Weiterhin liegen hohe Gehalte in den Hauptgruppen „Hülsenfrüchte, Nüsse, Ölsaaten und Gewürze“ und „Gemüse und Gemüseprodukte“ vor. Neben Kakaopulver wurden bei Folgenden Lebensmitteln die höchsten Blei-Gehalte gemessen: Gewürze, Steinpilze, Muscheln, Leber, Kräuter und Algen.

3.2.1.3 Schätzung der langfristigen Exposition über alle Lebensmittel

Methodik

Für jeden Teilnehmenden der genannten Verzehrsstudien wurde pro MEAL-Lebensmittel der mittlere langfristige Verzehr bezogen auf das individuelle Körpergewicht ermittelt und mit dem jeweiligen gemessenen Bleigehalt verknüpft. Gehalte unter der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze wurden dabei nach dem *modified Lower Bound* (mLB)- und *Upper Bound* (UB)-Ansatz behandelt. Im mLB-Ansatz wurden Ergebnisse unter der Bestimmungsgrenze ($< \text{LOQ}$) der Wert der Nachweisgrenze (LOD) zugeordnet und Ergebnissen unter der Nachweisgrenze ($< \text{LOD}$) der Wert Null. Im UB-Ansatz wurden Ergebnisse unter der Bestimmungsgrenze ($< \text{LOQ}$) der Wert der jeweiligen Bestimmungsgrenze (LOQ) zugeordnet und Ergebnissen unter der Nachweisgrenze der Wert der jeweiligen Nachweisgrenze (LOD).

Die Expositionsschätzung erfolgte standardmäßig nach den Merkmalen biologische bzw. konventionelle Erzeugung. Das heißt, sofern MEAL-Lebensmittel getrennt nach ihrer Erzeugungsart beprobt wurden, wurden sie nicht gemittelt, sondern zwei getrennten Auswertungen zugeordnet. Dabei gingen alle nicht nach Erzeugungsart differenzierten Lebensmittel (saisonal, regional oder unspezifisch⁶) zusammen mit konventionell hergestellten Lebensmitteln in das Szenario des Verzehrs vornehmlich konventionell erzeugter Lebensmittel ein bzw. alle ausschließlich biologisch hergestellten Lebensmittel in das Szenario des Verzehrs vornehmlich biologisch erzeugter Lebensmittel. Insgesamt wurden 105 der 356 untersuchten MEAL-Lebensmittel nach Erzeugungsart differenziert. In beiden Expositionsszenarien wurde davon ausgegangen, dass alle Personen entweder ausschließlich biologisch hergestellte oder konventionell hergestellte Produkte verzehrt haben; sofern eine Differenzierung in der Foodlist vorlag. Unterschiede in der Exposition liegen ausschließlich in Unterschieden in Gehaltsdaten begründet, da bei den Verzehrdaten keine Differenzierung erfolgte.

Die Bestimmung der Gesamtexposition erfolgte auf Basis aller Befragten, die an der Ernährungserhebung teilgenommen haben. Dargestellt werden Median (P50) und das 95. Perzentil (P95) der sich ergebenden Expositionsverteilung. Die Angabe der Exposition erfolgt in $\mu\text{g/kg KG}$ und Tag.

Langfristige Blei-Exposition über alle Lebensmittel

Tabelle 3 stellt die Bleiaufnahme bei vornehmlich konventioneller Erzeugnisauswahl dar. Die Exposition im UB-Ansatz ist – abhängig von Altersgruppen und Perzentil – zwischen 13 % und 60 % höher als die unter Verwendung des mLB-Ansatzes. Da er das konservativere Szenario darstellt, beziehen sich die folgenden Ausführungen nur auf die Ergebnisse unter

⁶ Unspezifische MEAL-Lebensmittel wurden nicht in weitere Poolproben nach Saison, Region oder Erzeugungsart unterteilt. Es liegt nur ein Messergebnis vor.

Verwendung des UB-Ansatzes. Die Zahlen unter Verwendung des mLb-Ansatzes sind in den Tabellen zusätzlich aufgeführt.

Im Median zeigen **Kinder** im Alter von unter einem Jahr die höchste Exposition mit 0,27 µg/kg KG und Tag auf. Im Falle des 95. Perzentil sind es Kinder im Alter von 1 bis < 3 Jahren, die eine Exposition von 0,36 µg/kg KG und Tag aufweisen. Über alle Altersgruppen von KiESEL betrachtet liegt der Median der berechneten Exposition zwischen 0,17 und 0,27 µg/kg KG und Tag.

Die Bleiexposition nimmt mit zunehmendem Kindesalter ab. Bei median exponierten **Kindern** im Alter von 6 - 11 Jahren liegt die Bleiaufnahme zwischen 0,11 und 0,14 µg/kg KG und Tag. Bleiaufnahmen im P95 liegen für diese Altersgruppe zwischen 0,18 und 0,23 µg/kg KG und Tag.

Wiederum auf das Körpergewicht bezogene geringere Bleiaufnahmen ergeben sich für median exponierte **Jugendliche und Erwachsene** im Alter über 14 Jahren im Bereich von 0,08 bis 0,09 µg/kg KG und Tag sowie für das P95 dieser Altersgruppe zwischen 0,14 und 0,16 µg/kg KG und Tag.

„Getreide und Getreideprodukte“ sowie „Wasser und wasserbasierte Getränke“ leisten in allen Altersgruppen mit jeweils 15 % bis 20 % den höchsten Beitrag zur durchschnittlichen Bleiaufnahme. Darunter sind es vor allem Weizenprodukte, wie Weißbrote/Brötchen, Blätterteig Kleinteile, Vollkorn- und Graubrote und Trink- bzw. Mineralwasser. Aber auch Kuhmilch, Butter und Äpfel sind in allen betrachteten Verzehrsstudien unter den zehn Lebensmitteln mit dem höchsten Beitrag zur Blei-Exposition. Die Hauptgruppe „zusammengesetzte Gerichte“ leistet mit 8 % bis 11 % ebenfalls einen hohen Anteil an der durchschnittlichen Exposition. Bei Erwachsenen trägt zusätzlich die Gruppe „Kaffee, Kakao, Tee“ mit etwa 16 % stark zu der durchschnittlichen Exposition bei. Hier ist vor allem der Kaffee als stark beitragendes Lebensmittel zu nennen.

Verbrauchende mit vornehmlich biologischer Lebensmittelauswahl nahmen abhängig von der Altersgruppe 3 - 8 % höhere Blei-Mengen auf als Verbraucher mit vorwiegend konventioneller Erzeugnisauswahl. Ursächlich waren ausschließlich Unterschiede in den Gehaltsdaten, da dieselben Verzehrsdaten angewendet wurden. Dabei ist zu bemerken, dass keine grundsätzlich höhere Tendenz über alle biologischen Lebensmittel zu beobachten war, sondern sich Unterschiede in einzelnen Lebensmitteln bemerkbar machten (z.B. Oliven oder Küchenkräuter), sich aber auch innerhalb der einzelnen Hauptgruppen keine Tendenz zeigt (Fechner et al., 2022).

Aufnahmeschätzungen für das biologische Szenario sind im Anhang (**Tabelle 7**) dargestellt.

Tabelle 3: Langfristige Blei-Exposition [µg/kg KG und Tag] für Kinder, Jugendliche und Erwachsene in der Bevölkerung Deutschlands bei Annahme des Verzehrs **vornehmlich konventionell erzeugter Lebensmittel**.

		Exposition [µg/kg KG und Tag]				
		mLB			UB	
Verzehrs-studie	Altersgruppe (Jahre)	N	P50	P95	P50	P95
KiESEL	0,5 < 1	57	0,24	0,31	0,27	0,35

	1 < 3	308	0,17	0,30	0,22	0,36
	3 < 6	588	0,13	0,24	0,17	0,29
EsKiMo II	6 < 10	789	0,11	0,18	0,14	0,23
	10 < 12	401	0,08	0,14	0,11	0,18
NVS II	14 < 19	937	0,05	0,11	0,08	0,15
	19 < 25	1.200	0,06	0,11	0,09	0,15
	25 < 35	1.961	0,06	0,12	0,09	0,15
	35 < 51	4.311	0,06	0,13	0,09	0,16
	51 < 65	2.860	0,06	0,13	0,09	0,16
	> 65	2.657	0,06	0,12	0,09	0,14

N: Anzahl Individuen gesamt

Vergleich Expositionsschätzungen aus dem europäischen Raum

Im europäischen Vergleich (**Tabelle 4**) liegt die Bleiexposition von Säuglingen, Kleinkindern und Kindern in derselben Größenordnung wie die Aufnahmemengen aus der französischen TDS. Kinder und Jugendliche im Alter von 3 bis 17 Jahren nahmen dort täglich im Mittel 0,27 µg/kg KG auf (Arnich et al., 2012). In der spanischen TDS befand sich die mittlere tägliche Aufnahme von Kindern und Jugendlichen im Alter von 6 bis 15 Jahren im Bereich von 0,06 µg/kg KG und Tag (LB) bis 0,12 µg/kg KG und Tag (UB) und damit ebenfalls in einem ähnlichen Bereich wie die Expositionsschätzung für die Kinder und Jugendliche auf Basis der EsKiMO II-Studie (Marín et al., 2017). Im Gegensatz dazu zeigen die Ergebnisse aus der Expositionsschätzung der EFSA deutlich höhere Blei-Aufnahmen. Abhängig von der Altersgruppe und betrachteten analytischen Grenze lag diese zwischen 0,73 und 1,54 µg/kg KG und Tag. Die dort verwendeten Daten stammen nicht aus einer TDS sondern aus verschiedenen Überwachungsprogrammen der Mitgliedsstaaten (EFSA, 2012), die aufgrund der Auswahl der Lebensmittel, des Erhebungsdatums der erhobenen Gehaltsdaten und angewendeten analytischen Methoden sowie der Beprobung vorwiegend unverarbeiteter Lebensmittel teils erwartbar zu abweichenden Ergebnissen führen (Kolbaum, 2022).

Ein ähnliches Bild zeigt der Vergleich bei Jugendlichen und Erwachsenen. Die Werte aus der spanischen TDS (0,03 (LB) - 0,06 (UB) µg/kg KG und Tag) liegen in der gleichen Größenordnung wie die hier geschätzten Expositionen (Marín et al., 2017), während die Expositionsschätzungen aus der französischen TDS (0,2 µg/kg KG und Tag (MB)) oberhalb der Werte aus Deutschland bzw. Spanien (Arnich et al., 2012) liegen. Erneut sind die Ergebnisse aus der Stellungnahme der EFSA höher als die aus den verschiedenen TDS: Hier wurden mittlere Expositionen im Bereich von 0,42 - 0,63 µg/kg KG und Tag bestimmt.

Tabelle 4: Vergleich der Blei-Exposition für **Kinder, Jugendliche und Erwachsene** basierend auf den Daten der BfR-MEAL-Studie mit Expositionsschätzungen aus dem europäischen Raum aus den vergangenen zehn Jahren, sowie der jüngsten EFSA-Stellungnahme.

	Land	Blei-Aufnahme [µg/kg KG/Tag]	Parameter	Altersgruppe (Jahre)	Referenz
Kinder	Frankreich	0,27 (MB)	MW	3 - 17	(Arnich et al., 2012)
	Spanien (Valencia) ^a	0,06 – 0,12 ^a	MW	6 - 15	(Marín et al., 2017)
	Europa/EFSA ^b	0,73 (LB) – 1,09 (UB)	MW	<1	(EFSA, 2012)
		1,10 (LB) – 1,54 (UB)	MW	1 - <3	
		0,87 (LB) – 1,46 (UB)	MW	3 - <10	
	Deutschland ^c	0,13 (mLB) – 0,27 (UB)	Median	0,5 - 5	Vorliegende Stellungnahme, Basis KIESEL
		0,08 (mLB) – 0,14 (UB)	Median	6 - 11	Vorliegende Stellungnahme, Basis EsKiMo II
Jugendliche und Erwachsene	Frankreich	0,2 (MB)	MW	> 18	(Arnich et al., 2012)
	Spanien (Valencia) ^a	0,03 (LB) – 0,06 (UB)	MW	> 15	(Marín et al., 2017)
	Europa/EFSA ^b	0,46 (LB) – 0,63 (UB)	MW	10 - <18	(EFSA, 2012)
		0,43 (LB) – 0,57 (UB)	MW	18 - <65	
		0,42 (LB) – 0,55 (UB)	MW	65 - <75	
	Deutschland ^c	0,05 (mLB) - 0,09 (UB)	Median	15 - 80	Vorliegende Stellungnahme; Basis NVS II

^a „optimistic“ und „pessimistic“ Szenario⁷ ^b Spannweite zwischen geringster und höchster ermittelter Blei-Aufnahme in verschiedenen Ländern ^c konventionelles Szenario

3.2.1.4 Unsicherheiten

Das Konzept einer TDS beinhaltet die Erstellung einer Lebensmittelliste (TDS food list), die sich aus Lebensmitteln zusammensetzt, die repräsentativ mindestens 90 % des Verzehr der Bevölkerung abbilden. Dies bedeutet eine Reduktion von Unsicherheiten hinsichtlich Gehaltsdaten einer TDS im Vergleich zu anderen Datenerhebungen, wie zum Beispiel dem Lebensmittel-Monitoring. Aus methodischer Sicht ist des Weiteren von Vorteil, dass in einer TDS Gehaltsbestimmungen anhand von zubereiteten und verzehrfertigen Lebensmitteln erfolgen und damit Gehaltsänderungen, die ggf. im Zuge der Zubereitung der Mahlzeiten erfolgen können, berücksichtigt werden. TDS stellen einen repräsentativen Datensatz hinsichtlich der durchschnittlichen Gehalte eines breiten Spektrums an Lebensmitteln dar, und bieten damit eine sehr gute Basis für die Ermittlung der langfristigen Exposition (Kolbaum, 2022).

⁷ „Optimistic“: Allen Non-detects wird ein Wert von „0“ zugewiesen und nur Lebensmittel mit einer Detectrate von ≥ 20 % werden in die Auswertung eingeschlossen. „Pessimistic“: Allen Non-detects wird der Wert des LOQ zugewiesen und alle Lebensmittel werden in die Auswertung eingeschlossen.

Grundsätzlich ist zu bemerken, dass keiner der in der BfR-MEAL-Studie analysierten Poolproben gesetzlich festgelegte Höchstgehalte überschritt. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass anhand von Poolproben keine Aussagen über eine statistische Verteilung der gemessenen Gehalte möglich ist. Damit eignen sich die Gehaltsdaten, die im Zuge einer TDS erhoben werden, nicht für die Überwachung von Höchstgehalten und es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Einzelproben innerhalb der Poolproben den Höchstgehalt überschritten haben.

Für eine Expositionsschätzung müssen Gehaltsdaten mit Verzehrdaten kombiniert werden. Die Daten für Kinder (KiESEL, EsKiMo II) wurden im Rahmen der KiGGS-Welle 2 zwischen 2014 und 2017 erhoben. Die Verzehrdaten für Jugendliche und Erwachsene (NVS II) wurden 2005/2006 erhoben. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich seither die Verzehrsgewohnheiten in der Bevölkerung Deutschlands geändert haben.

Aufgrund der Berücksichtigung von > 90 % (aber < 100 %) des Verzehrs in einer TDS, kann die hier ermittelte Blei-Exposition die tatsächliche Exposition über alle verzehrten Lebensmittel unterschätzen. Da jedoch die vielverzehrten Lebensmittel und die Lebensmittel mit bekanntermaßen hohen Bleigehalten in die Schätzung einbezogen wurden, wird die mögliche Unterschätzung als gering eingeschätzt.

In der Aufnahmeschätzung wurde der mittlere Verzehr über die Protokolltage verwendet. Dies kann in den Rändern der Verteilung zu einer Überschätzung der Exposition führen, da die intra-individuelle Variabilität nicht ausreichend abgebildet wurde. Im Vergleich zur EFSA-Empfehlung der Verwendung von mind. 2 Protokolltagen, bilden KiESEL und EsKiMo II jedoch bereits eine bessere Abdeckung der intra-individuellen Variabilität ab.

3.2.2 Interne Exposition (Humanes Biomonitoring)

In der Deutschen Umweltstudie zur Gesundheit GerES V (2014-2017) war ein Schwerpunkt das Human-Biomonitoring einer repräsentativen Stichprobe von Kindern und Jugendlichen in Deutschland im Alter von 3 bis 17 Jahren (UBA, 2023). Unter anderem wurden Gehalte an Blei im Blut von 720 Kindern und Jugendlichen untersucht (Vogel et al., 2021). Bei allen untersuchten Personen lagen die Gehalte an Blei im Blut oberhalb der Bestimmungsgrenze. Kinder im Alter von 14 bis 17 Jahren hatten im Median und P95 etwas niedrigere Blutbleigehalte als jüngere Kinder, nicht jedoch im Maximum. Die höchste interne Exposition weisen im P95 Kinder der jüngsten untersuchten Altersgruppe im Alter von 3 bis 5 Jahren auf. Bei Mädchen wurden niedrigere Gehalte als bei Jungen beobachtet (Daten nicht gezeigt). Der Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigte abnehmende Trends der Blutbleigehalte. So waren die Gehalte im Blut von Kindern und Jugendlichen um 38 % geringer als in GerES IV im Zeitraum 2003-2006. Die statistischen Kennzahlen der Ergebnisse für Bleikonzentrationen im Blut der GerES V-Studie sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Statistische Kennzahlen der Daten zu Bleikonzentrationen im Blut in Subpopulationen der GerES V Teilnehmenden (UBA, 2023)

		Bleikonzentration im Blut [µg/L]		
Altersgruppe [Jahre]	Anzahl Teilnehmende	P50	P95	Maximum
3 - 5	138	9,6	23,1	32,1
6 - 10	231	10,8	20,3	48,4
11 - 13	143	8,3	17,5	23,0
14 - 17	208	7,9	15,6	129

Die Human-Biomonitoring (HBM)-Kommission des Umweltbundesamtes hat aus den Daten der GerES V-Studie (2014-2017) Referenzwerte für Blei im Blut von Kindern von 15 µg/L (Mädchen 3 bis 17 Jahre, Jungen 11 bis 17 Jahre) und 20 µg/L (Jungen 3 bis 10 Jahre) abgeleitet. In ihrer letzten Aktualisierung der Referenzwerte für Erwachsene leitete die Kommission vorläufige Referenzwerte von 30 µg/L für Frauen und 40 µg/L für Männer aus Daten der Umweltprobenbank 2010-2015 ab (UBA, 2019). Referenzwerte werden statistisch ermittelt und beschreiben die durchschnittliche Belastung der Bevölkerung oder einer bestimmten Bevölkerungsgruppe zu einem bestimmten Zeitpunkt. Damit ist keine gesundheitliche Bewertung verbunden. Die HBM-Kommission bewertete die Wirkungen von Blei im Blut erneut und setzte die HBM-Werte für Blei zur toxikologischen Bewertung der internen Exposition gegenüber Blei im Vollblut aufgrund der fehlenden Wirkungsschwelle, der Neubewertung des krebserzeugenden Potenzials und neuerer Forschungsergebnisse aus (UBA, 2009).

3.3 Risikocharakterisierung

Auf Basis der Expositionsschätzungen für verschiedene Altersgruppen gegenüber Blei durch den Verzehr von Lebensmitteln wurden mittels der Referenzpunkte für Nierentoxizität bei Erwachsenen (BMDL₁₀ 0,63 µg/kg KG und Tag) bzw. für entwicklungsneurotoxische Effekte bei Kindern (BMDL₀₁ 0,5 µg/kg KG und Tag) die jeweiligen MOE-Werte berechnet (**Tabelle 6**). Für die Risikocharakterisierung wurde die Expositionsschätzung unter Annahme des Verzehrs vornehmlich konventionell erzeugter Lebensmittel herangezogen. Die resultierenden MOE-Werte unter Zugrundelegung der Expositionsschätzung auf Basis des Verzehrs vornehmlich biologisch erzeugter Lebensmittel sind im Anhang (**Tabelle 8**) dargestellt.

Tabelle 6: Margins of Exposure für Kinder, Jugendliche und Erwachsene in der Bevölkerung Deutschlands bei Annahme des Verzehrs **vornehmlich konventionell erzeugter Lebensmittel** und basierend auf dem BMDL₀₁ für entwicklungsneurotoxische Effekte von 0,50 µg/kg KG und Tag für Kinder und Jugendliche und dem BMDL₁₀ für nierentoxische Effekte von 0,63 µg/kg KG und Tag bei Erwachsenen.

		Margin of Exposure				
		mLB		UB		
Verzehrs- studie	Altersgruppe (Jahre)	N	P50	P95	P50	P95
KiESEL	0,5 < 1	57	2,1	1,6	1,8	1,4
	1 < 3	308	3,0	1,7	2,3	1,4
	3 < 6	588	3,7	2,1	2,9	1,7

EsKiMo II	6 < 10	789	4,6	2,7	3,5	2,2
	10 < 12	401	6,1	3,5	4,4	2,7
NVS II	14 < 19	937	11,5	5,6	7,6	4,3
	19 < 25	1.200	11,3	5,9	7,2	4,3
	25 < 35	1.961	10,6	5,4	6,9	4,1
	35 < 51	4.311	10,2	5,0	6,9	3,9
	51-<65	2.860	10,1	4,8	6,9	3,8
	> 65	2.657	10,4	5,5	7,3	4,4

N: Anzahl Individuen gesamt

Kinder

Den Schätzungen der externen Exposition für Kinder zufolge liegt die Aufnahme von Blei durch den Verzehr von Lebensmitteln in der gleichen Größenordnung wie der BMDL₀₁ von 0,5 µg/kg KG und Tag. Die geringsten MOE-Werte errechnen sich für Kinder < 1 Jahr mit 1,8 (P50, UB) und 1,4 (P95, UB) bzw. für Kinder im Alter von 1 - 2 Jahren mit 2,3 (P50, UB) bzw. 1,4 (P95, UB), d. h. für die jüngste Altersgruppe ergibt sich ein MOE von maximal 2. Ein kleiner Teil der jüngsten Altersgruppen übersteigt den BMDL₀₁ (1 bis 2 % der < 1 bis 2jährigen Kinder, Daten nicht gezeigt).

Für die toxikologische Bewertung einer internen Exposition gegenüber Blei bei Kindern können die Blutbleigehalte der betreffenden Altersgruppen mit dem BMDL₀₁ von 12 µg Blei/L Blut als Referenzpunkt für die entwicklungsneurotoxische Wirkung von Blei bei Kindern verglichen werden (Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). EFSA (2010) zieht den entsprechenden BMDL₀₁ zur Bewertung der externen Exposition nur für Kinder im Alter bis zu 7 Jahren heran. Den Ergebnissen aus GerES V zufolge übersteigt die hohe interne Exposition (P95) der Kinder im Alter bis zu 7 Jahren den Blutgehalt von 12 µg Blei/L (**Tabelle Tabelle 15**). Auch die hohe interne Exposition älterer Kinder liegt oberhalb des Blutgehaltes von 12 µg/L. Die auf Basis der GerES V Daten von der HBM-Kommission abgeleiteten Referenzwerte für Blei im Blut von Kindern von 15 µg/L (Mädchen 3 bis 17 Jahre, Jungen 11 bis 17 Jahre) und 20 µg/L (Jungen 3 bis 10 Jahre) übersteigen demnach ebenfalls den BMDL₀₁ von 12 µg Blei/L Blut. Bei Kindern mit Blutbleigehalten im Bereich des Medians liegt die interne Exposition insbesondere bei den jüngeren Altersgruppen (3 bis 10 Jahre) in der Nähe des BMDL₀₁, überschreitet diesen jedoch nicht.

In der Gesamtschau zeigen die Daten, dass die externe Exposition gegenüber Blei bei Kindern insbesondere der jüngeren Altersgruppen durch Verzehr von Lebensmitteln in der Größenordnung des BMDL₀₁ für entwicklungsneurotoxische Wirkungen von Blei liegt und die interne Exposition bei hoch exponierten Kindern (P95) aller Altersgruppen darüber liegt. Letztere spiegelt nicht nur die alimentäre Exposition gegenüber Blei, sondern die Exposition aus allen Quellen wider. Auch bei Blutbleigehalten unterhalb des BMDL₀₁ sind Auswirkungen auf Parameter der kognitiven Entwicklung bei Kindern bei Exposition gegenüber Blei nicht ausgeschlossen, wenngleich die EFSA das gesundheitliche Risiko bei MOE-Werten > 1 als wahrscheinlich gering einschätzt.

Jugendliche und Erwachsene

Die Bleiaufnahme von Jugendlichen und Erwachsenen durch den Verzehr von Lebensmitteln liegt unterhalb des BMDL₁₀ von 0,63 µg/kg KG und Tag und unterscheidet sich zwischen den betrachteten Altersgruppen (14 > 65 Jahre) kaum. Die sich aus dem Vergleich der Exposition und dem Referenzpunkt für Nierentoxizität (BMDL₁₀ 0,63 µg/kg KG und Tag) ergebenden MOE-Werte liegen zwischen 6,9 - 7,6 (P50, UB) und 3,8 - 4,4 (P95, UB) für alle Altersgruppen zwischen 14 und > 65 Jahren.

Ausgehend davon, dass der sich entwickelnde Fötus mindestens ebenso empfindlich auf die Bleieinwirkung reagiert wie ein Kleinkind, zog EFSA (2010) für Schwangere einen im Vergleich zum Endpunkt Nierentoxizität niedrigeren BMDL₀₁ von 0,54 µg/kg KG und Tag für die Entwicklungsneurotoxizität von Blei heran. Ein Vergleich dieses BMDL₀₁ mit der ernährungsbedingten Bleiaufnahme schwangerer Frauen kann im Rahmen der vorliegenden Stellungnahme nicht erfolgen, da keine Verzehrdaten für Schwangere vorliegen. Bei Betrachtung der Exposition von Erwachsenen im Alter von 18 bis 35 Jahren stellvertretend für Schwangere in Bezug auf den BMDL₀₁ von 0,54 µg/kg KG und Tag (**Tabelle 3**) würden sich MOE-Werte im ähnlichen Bereich wie für (nicht schwangere) Jugendliche und Erwachsene ergeben (Daten nicht gezeigt).

Handlungsempfehlung

Die Ergebnisse der vorliegenden internen und externen Expositionsschätzungen zeigen, dass insbesondere für jüngere Altersgruppen trotz des deutlichen Rückgangs der internen Bleiexposition nach wie vor die Notwendigkeit besteht die Aufnahme von Blei zu minimieren.

Weitere Informationen auf der BfR-Website zum

Blei-Gehaltsdaten aus der MEAL-Studie

https://www.bfr-meal-studie.de/de/a-z_microsite_index/blei-305152.html#fragment-3

Fragen und Antworten zum Verzehr von Wild, das mit bleihaltiger Munition geschossen wurde

<https://www.bfr.bund.de/fragen-und-antworten/thema/fragen-und-antworten-zum-verzehr-von-wild-das-mit-bleihaltiger-munition-geschossen-wurde/>

4 Referenzen

Adamse P, Van der Fels-Klerx HJ, de Jong J (2017). Cadmium, lead, mercury and arsenic in animal feed and feed materials - trend analysis of monitoring results. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess, 34 (8): 1298-1311.
<https://doi.org/10.1080/19440049.2017.1300686>

Arnich N, Sirot V, Riviere G, Jean J, Noel L, Guerin T, Leblan JC (2012). Dietary exposure to trace elements and health risk assessment in the 2nd French Total Diet Study. Food and Chemical Toxicology, 50 (7): 2432-2449. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.04.016>

ATSDR (2020). Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Online verfügbar unter: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>. Zugriff am 14.06.2023.

Banasiak U, Heseker H, Sieke C, Sommerfeld C, C V (2005). Abschätzung der Aufnahme von Pflanzenschutzmittelrückständen in der Nahrung mit neuen Verzehrsmengen für Kinder. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz, 1: 98. <https://doi.org/10.1007/s00103-004-0949-6>

Besada V, Andrade JM, Schultze F, González JJ (2009). Heavy metals in edible seaweeds commercialised for human consumption. Journal of Marine Systems, 75 (1-2): 305-313.

BfR (2010). Bleibelastung von Wildbret durch Verwendung von Bleimunition bei der Jagd. (Stellungnahme Nr. 040/2011). Bundesinstitut für Risikobewertung. Retrieved online, verfügbar unter: <https://www.bfr.bund.de/cm/343/bleibelastung-von-wildbret-durch-verwendung-von-bleimunition-bei-der-jagd.pdf>. Zugriff am 14.06.2023.

BfR (2020). Geschirr aus Keramik: BfR empfiehlt niedrigere Freisetzungsmengen für Blei und Cadmium. (Stellungnahme Nr. 043/2020). Bundesinstitut für Risikobewertung. <https://doi.org/10.17590/20200921-112429>

Carlisle JC & Wade MJ (1992). Predicting blood lead concentrations from environmental concentrations. Regul Toxicol Pharmacol, 16 (3): 280-289. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90008-w](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90008-w)

Damodaran D, Balakrishnan RM, Shetty VK (2013). The uptake mechanism of Cd(II), Cr(VI), Cu(II), Pb(II), and Zn(II) by mycelia and fruiting bodies of *Galerina vittiformis*. Biomed Res Int, 2013: 149120. <https://doi.org/10.1155/2013/149120>

EFSA (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Journal, 8 (4): 1570. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>

EFSA (2012). Lead dietary exposure in the European population European Food Safety Authority. EFSA Journal, 10 (7). <https://doi.org/ARTN283110.2903/j.efsa.2012.2831>

EPA (2013). Integrated Science Assessment (ISA) for Lead (Pb). US EPA Research Triangle Park, NC. Retrieved online, verfügbar unter: https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=518908. Zugriff am 14.06.2023.

FAO/WHO (1993). Evaluation of certain food additives and contaminants. Series: WHO Technical Report Series, Vol. 837. Retrieved online, verfügbar unter: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/36981/WHO_TRS_837.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Zugriff am 14.06.2023.

FAO/WHO (2011). Safety evaluation of certain food additives and contaminants - Lead. Series: WHO Food Additives Series. Report: 64. Retrieved online, verfügbar unter: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44521/9789241660648_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Zugriff am 14.06.2023.

Fechner C, Hackethal C, Hopfner T, Dietrich J, Bloch D, Lindtner O, Sarvan I (2022). Results of the BfR MEAL Study: In Germany, mercury is mostly contained in fish and seafood while

cadmium, lead, and nickel are present in a broad spectrum of foods. Food Chem X, 14: 100326. <https://doi.org/10.1016/j.fochx.2022.100326>

Glenn BS, Stewart WF, Links JM, Todd AC, Schwartz BS (2003). The longitudinal association of lead with blood pressure. Epidemiology: 30-36.

Glenn BS, Bandeen-Roche K, Lee B-K, Weaver VM, Todd AC, Schwartz BS (2006). Changes in systolic blood pressure associated with lead in blood and bone. Epidemiology: 538-544.

Heinemeyer G & Bösing U (2020). Eintragungspfade von Blei in den menschlichen Organismus. Gesundheit U, Ed. Retrieved from https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/eintragungspfade_blei_menschlicher_organismus_fkz_3717_62_212_0_abschlussbericht_bf_20191121_final.pdf

Holan ZR & Volesky B (1994). Biosorption of lead and nickel by biomass of marine algae. Biotechnology and bioengineering, 43 (11): 1001-1009.

IARC (2006). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 87. Inorganic and Organic Lead Compounds. Retrieved online, verfügbar unter: <https://publications.iarc.fr/publications/media/download/2742/4c6e963acd7ad3b767d0720848796ef7099dd02a.pdf>. Zugriff am 14.06.2023.

Kolbaum AE, Jäger, A., Ptok, S., Sarvan, I., Greiner, M., Lindtner, O. (2022). Collection of occurrence data in foods – The value of the BfR MEAL study in addition to the national monitoring for dietary exposure assessment. Food Chemistry: X, 13: 100240. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fochx.2022.100240>

Krems C, Bauch A, Götz A, Heuer T, Hild A, Möseneder J, Brombach C (2006). Methoden der Nationalen Verzehrsstudie II. Ernährungs Umschau, 53 (2): 44-50.

Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. Environmental health perspectives, 113 (7): 894-899.

Laurent C, Feidt C, Laurent F (2012). Contamination des sols-Transferts des sols vers les animaux: Transferts des sols vers les animaux. EDP Sciences.

Lauwerys RR & Hoet P (2001). Industrial chemical exposure: guidelines for biological monitoring. CRC Press.

Marín S, Pardo O, Báguena R, Font G, Yusà V (2017). Dietary exposure to trace elements and health risk assessment in the region of Valencia, Spain: a total diet study. Food Additives and Contaminants, Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment, 34 (2): 228–240. <https://doi.org/10.1080/19440049.2016.1268273>

Mensink GBM, Haftenberger M, Lage Barbosa C, Brettschneider AK, Lehmann F, Frank M, Heide K, Moosburger R, Patelakis E, Perlitz H (2021). Forschungsbericht: EsKiMo II - Die Ernährungsstudie als KiGGS-Modul (S. 164): Robert Koch-Institut. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.25646/7028.2>

MRI (2008). Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht Teil 1. Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen. Max-Rubner-Institut (Ed.), 144 pages. Karlsruhe.

Nash D, Magder L, Lustberg M, Sherwin RW, Rubin RJ, Kaufmann RB, Silbergeld EK (2003). Blood lead, blood pressure, and hypertension in perimenopausal and postmenopausal women. *Jama*, 289 (12): 1523-1532.

Navas-Acien A, Tellez-Plaza M, Guallar E, Muntner P, Silbergeld E, Jaar B, Weaver V (2009). Blood cadmium and lead and chronic kidney disease in US adults: a joint analysis. *American journal of epidemiology*, 170 (9): 1156-1164.

Nicholson FA, Smith SR, Alloway BJ, Carlton-Smith C, Chambers BJ (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci Total Environ*, 311 (1-3): 205-219. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(03\)00139-6](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00139-6)

Nowak N, Diouf F, Golsong N, Höpfner T, Lindtner O (2022a). KiESEL – The Children's Nutrition Survey to Record Food Consumption for the youngest in Germany. *BMC Nutrition*, 8 (1): 64. <https://doi.org/10.1186/s40795-022-00527-6>

Nowak N, Höpfner T, Rüdiger T, Lindtner O (2022b). Kinder-Ernährungsstudie zur Erfassung des Lebensmittelverzehrs (KiESEL). Forschungsbericht Teil 1: Ergebnisse des Fragebogens. Series: BfR Wissenschaft (ISBN 978-3-948484-56-9; ISSN 1614-3795 (Print) 1614-3841 (Online)), 175 pp. Berlin, DE: Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR). <https://doi.org/10.17590/20230120-105243>

NTP (2021). Report on Carcinogens, 15th Edition. Lead and Lead Compounds. Retrieved from <https://ntp.niehs.nih.gov/sites/default/files/ntp/roc/content/profiles/lead.pdf>

Orywal K, Socha K, Nowakowski P, Zoń W, Kaczyński P, Mroczko B, Łozowicka B, Perkowski M (2021). Health risk assessment of exposure to toxic elements resulting from consumption of dried wild-grown mushrooms available for sale. *PLoS One*, 16 (6): e0252834. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252834>

Sarvan I, Bürgelt M, Lindtner O, Greiner M (2017). Expositionsschätzung von Stoffen in Lebensmitteln: Die BfR-MEAL-Studie – die erste Total-Diet-Studie in Deutschland [Dietary exposure assessment of substances in foods: The BfR MEAL study – The first German total diet study]. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, 60 (7: Kontaminanten in Lebensmitteln): 689–696 [8 pp]. <https://doi.org/10.1007/s00103-017-2566-1>

Schulz K, Brenneis F, Winterhalter R, Spolders M, Fromme H, Dietrich S, Wolf P, Gremse C, Schafft H, Pieper R (2021). Marination increases the bioavailability of lead in game meat shot with lead ammunition. *Journal of Nutritional Science*, 10: e24.

UBA (2009). [2nd addendum to "lead monograph--reference--and "human biomonitoring" values of the "Human Biomonitoring" Council of the Environmental Office]. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz*, 52 (10): 983-986. <https://doi.org/10.1007/s00103-009-0936-z>

UBA (2019). Aktualisierung der Referenzwerte für Blei im Blut von Erwachsenen. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 10: 1280.

UBA (2023). Ergebnisbericht Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen 2014–2017 (GerES V) Teil 1: Human-Biomonitoring. Retrieved online, verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/uug_02-2023_deutsche_umweltstudie_zur_gesundheit_von_kindern_und_jugendlichen_2014-2017.pdf. Zugriff am 14.06.2023.

UNEP (2021). Era of leaded petrol over, eliminating a major threat to human and planetary health. Website. Retrieved online, verfügbar unter: <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/era-leaded-petrol-over-eliminating-major-threat-human-and-planetary>, Zugriff am 14.06.2023.

Vogel N, Murawski A, Schmied-Tobies M, Rucic E, Doyle U, Kämpfe A, Hoera C, Hildebrand J, Schaefer M, Drexler H (2021). Lead, cadmium, mercury, and chromium in urine and blood of children and adolescents in Germany—human biomonitoring results of the German Environmental Survey 2014–2017 (GerES V). *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 237: 113822.

Vupputuri S, He J, Muntner P, Bazzano LA, Whelton PK, Batuman V (2003). Blood lead level is associated with elevated blood pressure in blacks. *Hypertension*, 41 (3): 463-468.

WHO (2007). Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution. (9289071796). World Health Organization. Regional Office for Europe. Retrieved online, verfügbar unter: <https://www.who.int/publications/i/item/9789289071796>. Zugriff am 14.06.2023.

WHO (2021). WHO guideline for clinical management of exposure to lead: executive summary. Geneva: World Health Organization. Retrieved from <https://www.who.int/publications/i/item/9789240037045>

Über das BfR

Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) ist ein wissenschaftlich unabhängiges Public-Health-Institut im Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH). Es berät die Bundesregierung und die Bundesländer zu Fragen der Lebens- und Futtermittel-, Chemikalien- und Produktsicherheit. Das BfR betreibt eigene Forschung zu Themen, die in engem Zusammenhang mit seinen Bewertungsaufgaben stehen.

Impressum

Herausgeber:

Bundesinstitut für Risikobewertung

Max-Dohrn-Straße 8-10

10589 Berlin

T +49 30 18412-0

F +49 30 18412-99099

bfr@bfr.bund.de

bfr.bund.de

Anstalt des öffentlichen Rechts

Vertreten durch den Präsidenten Professor Dr. Dr. Dr. h. c. Andreas Hensel

Aufsichtsbehörde: Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat

USt-IdNr: DE 165 893 448

V.i.S.d.P: Dr. Suzan Fiack



gültig für Texte, die vom BfR erstellt wurden

Bilder/Fotos/Grafiken sind ausgenommen, wenn nicht anders gekennzeichnet

BfR | Risiken erkennen –
Gesundheit schützen