

Potenziell toxische Spurenelemente in Böden und Pflanzen von Freiburger Kleingärten

Potentially toxic trace elements in soils and plants collected in allotment gardens of Freiberg

Tobias Stefan, Marlen Drechsel, Florian Kratz, Melvin Kreißig, Artur Säuberlich, Juliane Schaefer, Rebekka Wiedener, Robert Asch, Oliver Wiche

Zusammenfassung: In dieser Arbeit wurden 2021 im Rahmen einer Lehrveranstaltung im Masterstudiengang Geoökologie verschiedene Kleingartenanlagen nördlich von Freiberg untersucht, welche in direkter Nähe zu stillgelegten Bergbauhalden liegen. Ziel der Untersuchungen war es herauszufinden, ob eine Anreicherung der potenziell toxischen Spurenelemente (PTS) Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Zink (Zn) in ausgewählten Obst- und Gemüsepflanzen und ihren essbaren Teilen sowie in wildwachsenden Kräutern und Gräsern auf den schadstoffbelasteten Böden vorliegt. Die Gesamtkonzentrationen von As, Pb, Cd und Zn in den Oberböden, Anbausubstraten von Hochbeeten sowie in den Pflanzenarten und -teilen wurden bestimmt und miteinander verglichen. Zusätzlich wurde der austauschbare Elementanteil im Boden (NH₄-Acetat-Extrakt) sowie die Zitronensäure-lösliche Elementfraktion bestimmt und mit den physikochemischen Bodeneigenschaften (pH, Organikgehalt) in Beziehung gesetzt. Die Böden der Beetsubstrate zeigten PTS-Konzentrationen über den geogenen Hintergrundwerten. Die Konzentrationen waren tendenziell in den oberflächennahen Substraten bzw. Bodenhorizonten höher als in den Bv-Horizonten. Die größten Unterschiede hinsichtlich der Gesamtelementkonzentration waren zwischen den verschiedenen Anbauformen innerhalb der Gärten zu finden, während die Unterschiede zwischen den untersuchten Gärten vergleichsweise gering ausfielen. So waren die Konzentrationen von As, Pb und Cd in Hochbeeten geringer als in den Oberbodenhorizonten. Trotzdem wurden auch in den Hochbeeten Elementkonzentrationen festgestellt, welche Prüfwerte für PTS auf Kinderspielflächen (BBodSchV 1999) überschreiten (As: < NWG bis 809 mg/kg, Pb: 18 bis 1206 mg/kg, Cd: 0,1 bis 3,8 mg/kg, Zn: 111 bis 1084 mg/kg). Allerdings war für die meisten Elemente nur ein Teil dieser Konzentrationen in potentiell pflanzenverfügbaren Bindungsformen vorhanden (As 6 %, Pb 5 %, Zn 15 % der Gesamtkonzentration). Ausnahme bildete Cd, welches überwiegend in den erfassten Fraktionen gefunden wurde. Eine direkte Abhängigkeit zwischen den Elementkonzentrationen im Boden und in den Pflanzen konnte in der vorliegenden Arbeit nicht nachgewiesen werden, was u. a. auf die zu geringe Stichprobenzahl zurückgeführt werden kann. Eine Akkumulation und Verlagerung von PTS in die anthropogen verwertbaren Pflanzenteile konnte jedoch bei einigen Pflanzenarten nachgewiesen werden, die als Nahrungsmittel dienen. So überschritten die Früchte von *Rubus idaeus* (Himbeere) in einem untersuchten Garten die wöchentlich tolerierbare Aufnahmemenge eines durchschnittlichen Erwachsenen für Arsen (0,38 mg/kg) um ca. das Zehnfache, bei *Rheum rhabarbarum* (Rhabarber) sogar um das Dreißigfache. Blei wurde insbesondere in Früchten von *Fragaria ananassa* (Erdbeere) nachgewiesen, wobei die Messwertschwankungen hier eine Verunreinigung durch anhaftende Bodenpartikel vermuten lassen, die bei der Probenaufbereitung nicht entfernt werden konnten. In Früchten von *Rubus idaeus* und *R. rhabarbarum* war insbesondere Cd (*R. idaeus*: 0,74 mg/kg *R. rhabarbarum*: 1,6 mg/kg) nachweisbar, sodass von einem übermäßigen Konsum, insbesondere in einem der untersuchten Gärten, abgeraten werden muss. Es muss an dieser Stelle betont werden, dass die maximalen Aufnahmemengen in dieser Arbeit auf einen wöchentlichen Verzehr von 1 kg der Früchte berechnet wurde und der Genuss kleinerer Mengen als unbedenklich angesehen werden kann, wenn keine weitere Aufnahme der Schadelemente durch andere Nahrungsmittel erfolgt.

Schlüsselwörter / Key words: Bodenkontamination, Schwermetalle, Akkumulation / soil contamination, heavy metals, accumulation

1. Einleitung

Freiberg und seine Umgebung haben eine lange bergbauliche Vergangenheit. Der Beginn des Bergbaus in Freiberg wird auf das Jahr 1168 datiert. Der Bergbau erlebte mehrere Hochphasen, die letzte ab 1937, als der Betrieb in der Himmelfahrt Fundgrube mit den Schachtanlagen „Reiche Zeche“ und „Alte Elisabeth“ wieder aufgenommen wurde, um vor allem nach 1945 Buntmetalle für die Wirtschaft der DDR zu fördern. 1969 wurde die Förderung endgültig eingestellt (Freyer 1988). Die Anlagen der Himmelfahrt Fundgrube wurden 1981 wieder an die TU Bergakademie Freiberg zurückgeführt, um als Forschungs- und Lehrbergwerk zu dienen (Grund & Bayer 2022). Mit der direkt vor Ort stattfindenden Verhüttung und anschließenden Verteilung der davon ausgehenden Verhüttungsreste sowie einer starken Verbreitung der Schadstoffe durch die Luft (Held 1997) ging eine nahezu flächendeckende Schwermetallbelastung des Bodens in und um Freiberg einher. Vor allem die Spülhalden, welche ein Produkt des im 20. Jahrhundert angewandten Flotationsverfahrens sind, stellen Quellen für potenziell toxische Spurenelemente (PTS) dar (Fritz & Jahns 2017, Hecht et al. 2017, Midula et al. 2017). Diese Halden liegen zumeist in Bach- bzw. Flusstälern und stellen durch Regenauswaschungen erhebliche Umweltgefahren für Ökosysteme dar, in denen die anthropogenen PTS-Einträge eine zusätzliche Belastung neben den geogen bedingten hohe Hintergrundkonzentration von PTS darstellen (Wiche et al. 2018). In der weiteren Entwicklung der Flächen um die Himmelfahrt Fundgrube mit ihren Schachtanlagen entstanden neben Industrie- und Siedlungsflächen auch Kleingartenanlagen. Vor allem Letztere bieten ein sehr hohes Potential für den Kontakt zwischen Menschen und schwermetallbelasteten Böden. Auch indirekt besteht die Gefahr, potenziell toxische Schwermetalle aufzunehmen, welche beispielsweise von den in den Kleingärten angebauten Pflanzen akkumuliert werden. Held (1997) untersuchte dazu die Bewirtschaftung von Kleingärten als Steuerfaktor auf die Mobilität und Speicherung von Schwermetallen im Boden.

Um die Gefahr derartiger kontaminierter Böden, vor allem hinsichtlich der Schadstoffakkumulation durch Nutzpflanzen für den Menschen genauer charakterisieren zu können, wurden 2021 im Rahmen der Lehrveranstaltung „Ökophysiologie, Ökosystemanalyse und –management“ im Masterstudiengang Geoökologie Pflanzen und Böden mehrerer Kleingärten im näheren Umfeld zur Himmelfahrt Fundgrube in Freiberg beprobt und auf ihre Gehalte potenziell toxischer Spurenelemente hin untersucht. Der Fokus hierbei lag auf Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Zink (Zn). Diese Elemente besitzen eine große Bedeutung in der Freiburger Bergbaugeschichte und weisen stark erhöhte Hintergrundwerte in den Böden auf. Als Referenz für die Schwermetallgehalte im Boden diente hierbei Anhang 2 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999). Diese Prüfwerte gelten für den direkten Wirkungspfad zwischen Boden und Mensch. Für die vorliegende Arbeit wurde auf die strengsten Werte zurückgegriffen. Diese gelten für Kinderspielflächen, da vor allem im städtischen Raum Kleingärten überwiegend von Familien zur Freizeitgestaltung und nicht ausschließlich zum Anbau von Pflanzen genutzt werden. Gemäß LfULG (2010) liegt der Mittelwert des As-Gehalts im Untersuchungsgebiet mit 140 mg/kg weit über dem Prüfwert von 25 mg/kg. Auch Pb und Cd überschreiten die jeweiligen Prüfwerte um ein Vielfaches. Für Pb liegt der Vorsorgewert bei 70 mg/kg, in Freiberg werden im Mittel jedoch 425 mg/kg nachgewiesen (LfULG 2010). Die Cd-Konzentration liegt mit 3,45 mg/kg zwar deutlich unter der von As und Pb, allerdings ist der Vorsorgewert auf 1 mg/kg (LfULG 2010) festgesetzt. Eine Festlegung auf Grenzwerte für Schwermetallgehalte in Pflanzen, welche teils für den Verzehr bestimmt sind, ist hingegen schwieriger. Da sich Schwermetalle unterschiedlich auf den menschlichen Körper auswirken und Menschen unterschiedlich auf verschiedene Schwermetallkonzentrationen reagieren, können als Referenz für die Pflanzenproben nur Näherungswerte angegeben werden. Kinder sind diesbezüglich gefährdeter als Erwachsene. Morais et al. (2012) haben deshalb Elementkonzentrationen für As, Pb und Cd in Milligramm pro Kilogramm Körpergewicht als „potential tolerable weekly intake“ (PTWI) angegeben. Dementsprechend wurden in der hier durchgeführten Arbeit diese Werte für einen durchschnittlichen Erwachsenen von 75 kg Körpergewicht hochgerechnet. Für Zn gelten nach Siegl (2020) maximal verträgliche Werte pro Tag, welche hierfür ebenfalls auf eine Woche hochgerechnet wurden. Durch diverse Abbaumechanismen von Schadstoffen im menschlichen Körper sind diese Werte als tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge anzusehen, von welcher noch keine dauerhafte Schädigung ausgeht. Zink nimmt hierbei eine Sonderstellung ein, da es primär ein essenzielles Spurenelement für den menschlichen Körper darstellt. Damit ist erklärbar, dass der Grenzwert für Zn wesentlich höher liegt, bis eine toxische Wirkung zu erwarten ist.

Das Hauptziel der Untersuchungen war es, herauszufinden, ob es zu einer Akkumulation der PTS in den Böden der Kleingärten und in dort wachsenden Obst- und Gemüsepflanzen sowie in wildwachsenden Kräutern und Gräsern kam. Analysiert wurden hierfür physikochemische Bodenparameter, die Gesamtelementkonzentrationen sowie potenziell bioverfügbare Elementkonzentrationen der Böden und Substrate und die Elementkonzentrationen im Pflanzenmaterial. Anhand der Ergebnisse wurde das daraus im Zusammenhang stehende Risiko des Eintritts der Elemente in Nahrungsketten beurteilt.

2. Untersuchungsgebiet

Bei den untersuchten Standorten handelte es sich um drei Kleingärten sowie zwei Referenzstandorte außerhalb der Gartensparten im Freiburger Stadtgebiet (Abb. 1). Die untersuchten Standorte lagen im Freiburger Riedelgebiet

der Freiburger und Oederaner Hochflächen und befinden sich im Makrogeochor Osterzgebirge, welcher Teil der Naturregion des sächsischen Berglands und Mittelgebirges ist. Der Jahresniederschlag liegt im Mittel bei 882 mm, die Jahresmitteltemperatur beträgt 7,5 °C (LFZ 2022). Die braunerdeartigen Böden der Region liegen über Biotit-Zweifeldspatgneis und sind von Lehm überdeckt (LfULG 2022). Die potentielle natürliche Vegetation in dem Untersuchungsgebiet wäre ein Flattergras-Eichen-Buchen-Wald (Schmidt et al. 2002).

Die Kleingartenanlagen befanden sich in der Nähe der alten Montanhalden „Reiche Zeche“ und „Alte Elisabeth“, die bis zur Mitte des vergangenen Jahrhunderts zur Lagerung von Abraum genutzt wurden (Freyer 1988). Die Gärten 1 und 2 lagen ungefähr 400 m Luftlinie entfernt zur nächsten Halde, Garten 3 in etwa 160 m und die Referenzstandorte in 200 m Entfernung zu den nächstgelegenen Halden (Abb. 1). Anhand historischer Karten (SLUB 2021) kann davon ausgegangen werden, dass die Gartenanlagen ungefähr in den 1920er oder 30er Jahren gegründet wurden. Die einzelnen Gärten unterschieden sich nicht nur in ihrer Entfernung zur Halde, sondern auch in der Art und Weise wie die Obst- und Gemüsepflanzen angebaut wurden. Garten 1 bestand hauptsächlich aus einer Grünfläche und hatte nur wenige Obstpflanzen, die in Töpfen bzw. Hochbeeten angebaut wurden. In Garten 2 war die Rasenfläche gering und es wurde viel Obst und Gemüse in normalen Beeten und nur wenig in Hochbeeten angebaut. Garten 3 wies eine größere Grünfläche auf, die Pflanzen wurden fast ausschließlich in Hochbeeten angebaut (Tabelle 2).

3. Material und Methoden

3.1 Probenahme

Außerhalb der Beete wurden die Bodenproben anhand eines Pürckhauer-Bohrstocks entnommen. Die damit extrahierte Bohrstockprobe wurde nach AG Boden (2005) angesprochen. Die durch die Ansprache festgelegten Horizonte wurden aus dem Bohrstock beprobt. Eine Übersicht dieser Proben ist in Tabelle 1 zu finden. Die Proben wurden in einen Kunststoffbeutel überführt und kühl gelagert.



Abb. 1: Lage der drei untersuchten Kleingärten (G1–G3) und der Referenzflächen (R1–R4) im Freiburger Stadtgebiet.

Fig. 1: Location of the three sampled allotment gardens (G1–G3) and reference sites (R1–R4) in the area of Freiberg.

In Garten 1 wurden sechs Bohrstockbeprobungen, in Garten 2 und 3 jeweils drei Bohrstockbeprobungen und auf der Referenzfläche vier Bohrstockbeprobungen durchgeführt. In den Gärten 2 und 3 waren ebenerdige Beete (EB) und Hochbeete (HB) vorhanden. In beiden Beetformen wurden Mischproben (AG Boden 2005) aus den obersten 15 cm des Bodens genommen. Eine Übersicht der Mischproben ist in Tabelle 2 zu finden. Die Entnahme der Referenzbodenproben fand am 21.06.2021 statt, die Probenahmen aller anderen Bodenproben erfolgten am 14.06.2021. Im Labor wurden die Proben anschließend in 3 verschiedene Teile aufgeteilt: Ein Teil verblieb feucht und weiterhin gekühlt in den Beuteln. Ein anderer Teil wurde im Trockenschrank bei 60 °C getrocknet und ein weiterer Teil wurde bei 105 °C getrocknet. Die Kombination aus dem regionalen Standort, z. B. Garten 2 und dem lokalen Standort, z. B. Hochbeet, wird im Folgenden als Untersuchungseinheit (UE) bezeichnet. Mehrere Bodenproben des gleichen Beettyps aus demselben Garten bildeten somit eine Untersuchungseinheit.

Die Pflanzenproben wurden einen Monat später am 16.07.2021 genommen. Es wurden Pflanzenarten ausgewählt, die möglichst in allen Gärten vorkamen, darunter ausgewählte Nahrungs- und Zierpflanzen (Tabelle 3). Von den Nahrungspflanzen wurden Mischproben von verschiedenen Individuen in der gleichen Beetform oder im Falle der Nicht-Nahrungspflanzen auf der Rasenfläche genommen. Lediglich beim Rhabarber (*Rheum rhabarbarum*) und bei Apfel (*Malus domestica*) wurde nur ein Stängel bzw. ein Apfel pro Probe beprobt und analysiert. Die Proben wurden im Labor mit Leitungswasser gewaschen und anschließend im bei 60 °C für 24 Stunden getrocknet. Eine Übersicht zu den beprobten Pflanzen ist in Tabelle 3 vorzufinden.

Tabelle 1: Übersicht der beprobten Horizonte aus den Bohrstockproben (G = Garten, B = Bohrstockprobe, E/M = humose Oberbodenhorizonte, Bv = verbrauchter B-Horizont, RB = Referenzboden (A-Horizont)).

Table 1: Overview of the sampled soil horizons from the soil sample drill (G = garden, B = soil auger sample, E/M = humose topsoil horizons, Bv = B horizon, RB = reference soil (A-horizon)).

Bohrstockbeprobung	Garten 1	Garten 2	Garten 3	Referenzflächen
Oberbodenhorizonte	G1B1E	G2B1E	G3B1E	RB1E
	G1B2E	G2B2E	G3B2E	RB2E
	G1B3M	G2B3E	G3B3E	RB3E
	G1B4E			RB4E
	G1B5E			
	G1B6E			
Unterbodenhorizonte	G1B1Bv	G2B1E-Bv	G3B1Bv	RB1h2
	G1B2Bv	G2B1Bv	G3B2Bv	RB2h2
	G1B4Bv	G2B2Bv	G3B3Bv	RB3h2
	G1B5Bv	G2B2C		RB4h2
	G1B6*	G2B3Bv		
	G1B6Bv	G2B3C		

Tabelle 2: Übersicht der Mischproben aus den Hochbeeten (HB) und ebenerdigen Beeten (EB).

Table 2: Overview of the soil samples from raised garden beds (HB) and beds at ground level (EB).

Mischproben aus Beeten	Garten 1	Garten 2	Garten 3	Referenzflächen
Hochbeet (HB)		G2HB1/1	G3HB2/1	
		G2HB1/2	G3HB3/1	
			G3HB4/1	
			G3HB5/1	
			G3HB5/2	
			G3HB6/1	
ebenerdiges Beet (EB)		G2EB1/1	G3EB1/1	
		G2EB1/2	G3EB1/2	
		G2EB2/1		
		G2EB2/2		
		G2EB3/1		

Tabelle 3: Übersicht der beprobten Pflanzen aus den Hochbeeten (HB), ebenerdigen Beeten (EB) und außerhalb von Beeten.

Table 3: Overview of sampled plants from raised garden beds (HB), beds at ground level (EB) and outside of beds.

Pflanzenproben	Art, beprobter Teil	Garten 1	Garten 2	Garten 3	Referenzflächen
Hochbeet (HB)	<i>Ribes spec.</i> , Frucht	x			
	<i>Fragaria ananassa</i> , Frucht			x	
	<i>Daucus carota subsp. sativus</i>			x	
ebenerdige Beete (EB)	<i>Fragaria ananassa</i> , Frucht	x	x		
	<i>Rheum rhabarbarum</i> , Stängel	x	x		
außerhalb von Beeten	<i>Ribes spec.</i> , Frucht	x		x	
	<i>Rubus idaeus</i> , Frucht	x	x	x	
	<i>Agrostis capillaris</i>	x	x	x	x
	<i>Plantago lanceolata</i>	x	x	x	
	<i>Lolium perenne</i>	x	x	x	

3.2 Probenvorbereitung

Für die verschiedenen Analysen der Proben waren drei unterschiedliche Trocknungsgrade erforderlich: Zur Analyse des pH-Werts, der elektrischen Leitfähigkeit (EL) und des Gehalts an NO_3^- , NH_4^+ und PO_4^{3-} wurden Frischproben genutzt; für die Kationenaustauschkapazität (KAK) des Bodens, die sequentielle Extraktion und die Elementgesamtkonzentration in den Pflanzenteilen wurden die Proben bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Alle Pflanzenteile wurden vor der Trocknung gründlich mit Wasser gespült, um eine haushaltsübliche Reinigung zu simulieren. Für die Ermittlung der organischen Substanz im Boden (Soil Organic Matter: SOM), der Elementgesamtkonzentration (Schmelzaufschluss) und des Wassergehalts des Bodens wurde die Trocknung bei 105 °C durchgeführt. Die genannten physikochemischen Parameter (pH, elektrische Leitfähigkeit EL) wurden für alle Bodenhorizonte sowie die Mischproben der Beetsubstrate ermittelt. Des Weiteren wurden die getrockneten Bodenproben vor jeder Analyse zunächst 2 mm gesiebt und die bei 105 °C getrockneten Proben wurden anschließend analysenfein < 0,063 mm gemörsert. Die bei 60 °C getrockneten Pflanzenproben wurden in einer Kugelschwingmühle MM200 der Firma Retsch GmbH analysefein gemahlen.

3.3 Bestimmung des Bodenwassergehalts

Zur Bestimmung des Wassergehalts wurde 30 g Frischboden vor der Trocknung bei 105 °C (vgl. Kapitel 3.1) eingewogen. Nach Erreichen der Gewichtskonstanz im Trockenschrank wurde die Proben erneut gewogen. Durch Ermitteln der Differenz wurde der Wassergehalt berechnet.

3.4 Bestimmung von Elementkonzentrationen in den Bodenproben

Für die Bestimmung der Konzentration der potenziell pflanzenverfügbaren Elementbindungsformen im Boden mittels sequentieller Extraktion wurde 1 g getrockneter Boden in ein 50 mL-Zentrifugenröhrchen eingewogen. In Anlehnung an Wiche (2016) und Dittrich et al. (2020) wurde eine zweistufige Extraktion durchgeführt. Zur Lösung der Fraktion 1 (mobile und austauschbare Elemente) wurde 1 M Ammoniumacetatlösung, welche mit 25%iger Ammoniaklösung auf pH 7 eingestellt wurde, zugegeben. Fraktion 2 (säurelösliche Elemente) wurde mit 1 M Ammoniumacetatlösung und 10 mM Zitronensäure bei pH 5 gelöst. Nach der Zugabe der Lösemittel wurden die Proben 1 h lang geschüttelt und anschließend bei 5000 U/min 20 Minuten zentrifugiert. Danach wurde der Überstand abgenommen, mit 65 % HNO_3 (supra) angesäuert und bei einer Temperatur von 4 °C bis zur Analyse gelagert. Für die Messung der Gesamtelementkonzentrationen im Boden wurde ein Schmelzaufschluss durchgeführt. Dazu wurden 0,5 g getrockneter Boden zusammen mit 2 g eines 1:1-Gemischs aus Kalium- und Natriumcarbonat (Schmelzmittel) in einem Nickeltiegel 30 Minuten im Muffelofen bei 900 °C geschmolzen. Der dabei entstehende Schmelzkuchen wurde anschließend mit 2 M HNO_3 und 0,5 M Zitronensäure gelöst und auf 50 mL mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Die Proben wurden bis zur Analyse im Kühlschrank bei 4 °C gelagert.

3.5 Bestimmung des SOM

Zur Bestimmung des Glühverlustes (Loss of Ignition/ LOI) wurden Keramikscheffchen mit ca. 3 g Boden (vgl. 3.1) gefüllt. Das Leergewicht der Scheffchen wurde ebenso notiert wie das der gefüllten Scheffchen. Schließlich wurden die Proben drei Stunden bei 550 °C im Muffelofen erhitzt. Durch erneutes Wiegen und Bilden der Differenz wurde der LOI ermittelt, woraus wiederum der Masseanteil von organischem Material im Boden (Soil organic matter/ SOM) wie folgt berechnet wurde:

$$\text{SOM} [\%] = \frac{\text{Einwaage}[g]_{105^\circ\text{C}}}{\text{LOI} [g]} * 100$$

3.6 Bestimmung der Elementgesamtkonzentrationen in den Pflanzenproben

Der Aufschluss der gemahlten Pflanzenproben erfolgte durch einen mikrowellengestützten Säureaufschluss. Dazu wurden jeweils 100 mg Probe in 6 ml Teflon-Gefäßen eingewogen. Die Proben wurden mit 65%iger HNO_3 und 4,9%iger Flusssäure versetzt und anschließend bei 220 °C 20 Minuten in der Mikrowelle (MS Ethos plus) aufgeschlossen. Die Lösungen wurden in 15 mL-Zentrifugenröhrchen überführt und mit deionisiertem Wasser auf 10 mL aufgefüllt. Die Proben wurden bis zur Analyse bei 4 °C gelagert.

3.7 Photometrische Bestimmung des Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehaltes

Für die Bestimmung des Nitrat- (NO_3^-), Ammonium- (NH_4^+) und Phosphat- (PO_4^{3-}) Gehaltes der Böden wurden Bodeneluate mit den einzelnen feldfeuchten Bodenproben und einer Extraktionslösung im Verhältnis 1:10 hergestellt. Diese wurden je zwei Stunden geschüttelt. Nach der Sedimentation der Feststoffe wurde die überstehende Flüssigkeit für die photometrische Bestimmung mittels Spektralphotometer SPECORD 30 (Fa. Analytic Jena GmbH) abgenommen. Die Ammoniumbestimmung erfolgte über Indophenol nach DIN 38406/5. Das dazu erforderliche Bodeneluat wurde mittels 1 M KCl-Lösung hergestellt. Für die Nitratbestimmung wurde die Bodenprobe in destilliertem Wasser suspendiert, die Nitratanalyse erfolgte mit 4-Nitro-2,6-dimethylphenol nach DIN 38405-9. Für die Phosphatextraktion wurden 100 mL einer sauren Ca-Lactat (DL)-Gebrauchslösung, die aus 25 mL DL-Stammlösung und 0,5 ml destilliertem Wasser hergestellt wurde, zur Bodenprobe hinzugegeben. Die Phosphatbestimmung erfolgte mit Molybdänblau nach DIN EN ISO 6878.

3.8 Bestimmung von pH-Wert und Leitfähigkeit

Der pH-Wert und die Leitfähigkeit wurden in allen Bodenproben des Oberbodens und der Substrate aus den Beeten bestimmt. Die Messung erfolgte in deionisiertem Wasser und für den pH-Wert noch zusätzlich in einer CaCl_2 -Lösung. Die Messung in deionisiertem Wasser erfolgte in der flüssigen Phase der geschüttelten Probe für die Nitratbestimmung (vgl. 3.7). Für die Messung in CaCl_2 -Lösung wurden jeweils 3 g Boden in 30 mL CaCl_2 -Lösung (0,01 M) gegeben. Anschließend wurden die Suspensionen ebenfalls zwei Stunden geschüttelt. Der pH-Wert wurde mit einem pH-Meter TM39 (Xylem Analytics Germany Sales GmbH & Co. KG, Weilheim, Deutschland) und die Leitfähigkeit mit einem Handmessgerät LF40 (Xylem Analytics Germany Sales GmbH & Co. KG, Weilheim, Deutschland) gemessen.

3.9 Bestimmung der Kationenaustauschkapazität

Zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK) wurden 2,5 g der lufttrockenen Bodenprobe in einem Zentrifugenröhrchen eingewogen und auf 30 mL mit einer 0,1 M Bariumchloridlösung aufgefüllt und eine Stunde geschüttelt. Die Röhrchen wurden anschließend gewogen und 5 Minuten bei 5000 U/min zentrifugiert. Die überstehende Flüssigkeit wurde abgenommen und verworfen. Die Röhrchen wurden anschließend mit 30 ml, einer 0,002 M Bariumchloridlösung, aufgefüllt, gewogen und 30 Minuten geschüttelt. Anschließend wurden die Röhrchen nochmals zentrifugiert, die überstehende Flüssigkeit wurde abgenommen und verworfen. Im letzten Schritt wurden die Röhrchen mit einer 0,002 M Magnesiumsulfatlösung auf 30 mL aufgefüllt und über Nacht geschüttelt. Nach dem erneuten Zentrifugieren wurde der Überstand über ein Filterpapier dekantiert und die Lösung mittels ICP-MS (vgl. 3.10) auf den Magnesiumionenüberschuss analysiert. Durch den Vergleich der Magnesiumkonzentration in den Proben mit der Ausgangskonzentration der 0,002 M Magnesiumsulfatlösung konnte der sorbierte Mg-Gehalt und dadurch die KAK berechnet werden.

3.10 Analytik der Elementkonzentration mittels ICP-MS

Alle aus den Boden- und Pflanzenproben gewonnenen Lösungen wurden zur Ermittlung der Kationenaustauschkapazität (vgl. 3.9) und der Elementkonzentrationen von Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Sc, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Y, Mo, Cd, Sn, Sb, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Pb, Th, sowie U einer ICP-MS-Analyse (inductively coupled plasma - mass spectrometry - XSeries 2, Thermo Scientific) unterzogen. Als interner Standard wurde den Messproben nach der Verdünnung auf Messkonzentration 10 $\mu\text{g/L}$ Rh und Re in konzentrierter HNO_3 (supra) zugegeben (vgl. Wiche et al. 2018). Für die nachfolgenden Auswertungen wurden As, Cd, Pb und Zn als Vertreter für die potenziell toxischen Spurenelemente festgelegt. Zur Qualitätssicherung der Analysen wurden bei allen Pflanzen- und Bodenaufschlüssen die zertifizierten Referenzproben GBW07407, GBW07406 und NCS ZC73032 mitgeführt. Die erhaltenen Ergebnisse zeigten eine um < 20% (Boden) und < 15% (Pflanzen) Abweichung von den zertifizierten Elementkonzentrationen.

3.11 Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung wurde das Programm STATGRAPHICS Centurion® 18 (Statgraphics Technologies Inc. 2020) verwendet. Für Mittelwertvergleiche von zwei Kategorien wurden Mann-Whitney-Tests (MW-Test) durchgeführt. Multiple Mittelwertvergleiche der verschiedenen Untersuchungseinheiten erfolgten mit dem Kruskal-Wallis-Test (KW-Test) unter Verwendung der Bonferroni-Korrektur. Für Korrelationsanalysen wurde die Spearman-Rang-Methode (SR-Test) verwendet.

4 Ergebnisse

4.1 Physikochemische Bodenparameter

Die beiden mittleren **pH-Werte**, gemessen in Wasser und CaCl_2 -Lösung, unterschieden sich für alle Bodenproben um 0,6 bis 1 Einheiten (Tabelle 4). Die höchsten in Wasser gemessenen mittleren pH-Werte lagen bei 7,8 und 7,9 (Tabelle 4). Beide Werte stammen aus den Hochbeeten der Gärten 2 und 3. Der niedrigste in Wasser gemessene mittlere pH-Wert lag bei 5,6 und wurde im Oberboden der Referenzfläche gemessen. Zwischen den pH-Werten der humosen Oberbodenhorizonte der Gärten bestand kein signifikanter Unterschied (Tabelle 5). Die drei Gärten wiesen im Vergleich zu dem Referenzboden signifikant höhere pH-Werte in den humosen Oberbodenhorizonten auf. Die ebenerdigen Beete und Hochbeete der Gärten 2 und 3 zeigten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der pH-Werte (Tabelle 5). Innerhalb der Gärten 2 und 3 wiesen die Hochbeete jeweils einen signifikant höheren pH-Wert auf als die humosen Oberbodenhorizonte (Tabelle 5). Die höchste mittlere **elektrische Leitfähigkeit** lag bei $325 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabelle 4). Dieses Maximum trat bei den Hochbeeten des Gartens 3 auf. Das Minimum von $19 \mu\text{S}/\text{cm}$ wurde auf der Referenzfläche gemessen (Tabelle 4). Die humosen Oberbodenhorizonte der Untersuchungsflächen inkl. Referenzfläche wiesen keinen signifikanten Unterschied hinsichtlich der elektrischen Leitfähigkeit auf (Tabelle 5). Der Vergleich innerhalb der Untersuchungseinheiten der Gärten 2 und 3 ergab, dass die Hochbeete eine signifikant höhere elektrische Leitfähigkeit hatten als die humosen Oberbodenhorizonte. Der mittlere **Masseanteil des organischen Bodenmaterials** schwankte zwischen 7 % auf der Referenzfläche und 36,5 % im Hochbeet des Gartens 3 (Tabelle 4). Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungseinheiten, in Bezug auf den Masseanteil des organischen Bodenmaterials, traten nur zwischen dem humosen Oberbodenhorizont und dem Hochbeet in Garten 3 auf (Tabelle 5). Dabei war der organische Masseanteil im Hochbeet des Gartens 3 signifikant höher als im humosen Oberbodenhorizont des Gartens 3. Das Maximum der mittleren **Kationenaustauschkapazität** lag im Hochbeet des Garten 2 bei $19,8 \text{ cmol}/\text{kg}$ (Tabelle 4). Die geringste mittlere Kationenaustauschkapazität kam in den humosen Oberbodenhorizonten des Garten 1 vor und betrug $5,4 \text{ cmol}/\text{kg}$. Zwischen den Kationenaustauschkapazitäten der humosen Oberbodenhorizonte der Untersuchungseinheiten inkl. der Referenzfläche bestand kein signifikanter Unterschied (Tabelle 5). In Garten 2 war die Kationenaustauschkapazität in den Hochbeeten signifikant höher als in den Hochbeeten des Garten 3. Beim Vergleich der Untersuchungseinheiten innerhalb der Gärten 2 und 3 traten zwei signifikante Unterschiede auf. Die Hochbeete wiesen in beiden Gärten signifikant höhere Kationenaustauschkapazitäten auf als in den humosen Oberbodenhorizonten.

Die Schwankungen des mittleren **Nitratgehalts** reichten von $41 \text{ mg}/\text{kg}$, in den ebenerdigen Beeten von Garten 3 bis zu $254,5 \text{ mg}/\text{kg}$ in den Hochbeeten von Garten 3 (Tabelle 4). Es zeigten sich folgende signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungseinheiten (Tabelle 5): Zum einen lag der Nitratgehalt in den Hochbeeten von Garten 2 signifikant höher als in den ebenerdigen Beeten desselben Gartens und zum anderen war der Nitratgehalt in den Hochbeeten von Garten 3 signifikant höher als im humosen Oberbodenhorizont von Garten 3. Die mittleren **Ammoniumgehalte** reichten von $0,7 \text{ mg}/\text{kg}$ in den ebenerdigen Beeten des Garten 2 bis zu $1440 \text{ mg}/\text{kg}$ im Oberboden des Garten 2 (Tabelle 4). Zwischen den NH_4^+ -Gehalten der humosen Oberbodenhorizonte inkl. des Referenzbodens bestand kein signifikanter Unterschied (Tabelle 5). Der NH_4^+ -Gehalt der ebenerdigen Beete in Garten 3 war signifikant höher als in den ebenerdigen Beeten des Gartens 2 (Tabelle 5). Der NH_4^+ -Gehalt des humosen Oberbodenhorizonts in Garten 2 lag im Mittel signifikant höher als in den ebenerdigen Beeten desselben Gartens. Dagegen zeigte Garten 3 einen signifikant geringeren NH_4^+ -Gehalt im humosen Oberbodenhorizont als in den ebenerdigen Beeten (Tabelle 5). Der Massegehalt an **Phosphat** im Boden lag zwischen $35 \text{ mg}/\text{kg}$ auf der Referenzfläche und $363 \text{ mg}/\text{kg}$ im Hochbeet des Garten 2 (Tabelle 4). Signifikante Unterschiede des Phosphatgehalts zwischen den Untersuchungseinheiten lagen nicht vor (Tabelle 5).

4.2 Gesamtelementkonzentration der Bodenproben

Die mittleren Elementgesamtkonzentrationen von As, Pb, Cd und Zn lagen meist um den Faktor 10 bis 1000 auseinander. Die Zn- und Pb-Konzentrationen waren im Schnitt über alle Gärten und Bodenproben am höchsten. As hatte ein deutliches Maximum von $416 \text{ mg}/\text{kg}$ im Hochbeet von Garten 2. Im Oberboden dieses Gartens fanden sich auch die Höchstwerte der Konzentrationen von Pb ($1023 \text{ mg}/\text{kg}$) und Zn ($1028 \text{ mg}/\text{kg}$) (Abb. 2).

Die höchste mittlere Elementgesamtkonzentration über alle Oberböden und Beetsubstrate (ohne Referenzflächen) zeigte Zn mit $706 \text{ mg}/\text{kg}$. Der Mittelwert der Pb-Belastung lag bei $590 \text{ mg}/\text{kg}$. Die mittleren As-Konzentrationen lagen zwischen $11,8 \text{ mg}/\text{kg}$ (im Hochbeet von Garten 3) und $416 \text{ mg}/\text{kg}$ (im Hochbeet von Garten 2). Der Mittelwert von As über alle Untersuchungseinheiten (Referenz ausgenommen) lag bei $93 \text{ mg}/\text{kg}$. Die mittlere Elementkonzentration von Cd zeigte im Vergleich zu den anderen Elementen die geringsten Werte. Sie schwankten mit einer Standardabweichung von $1,2 \text{ mg}/\text{kg}$ zwischen $0,4 \text{ mg}/\text{kg}$ (im Hochbeet von Garten 3) und $2,9 \text{ mg}/\text{kg}$ (im Oberboden des Gartens 3). Im Mittel über alle Untersuchungseinheiten (Referenz ausgenommen) wurde eine Konzentration von $1,5 \text{ mg}/\text{kg}$ Cd nachgewiesen.

Tabelle 4: pH-Wert (H₂O und CaCl₂), elektrische Leitfähigkeit, Masseanteil des organischen Bodenmaterials (SOM), Kationenaustauschkapazität (KAK), Konzentration von Nitrat (NO₃⁻), Ammonium (NH₄⁺) und Phosphat (PO₄³⁻) der verschiedenen Untersuchungseinheiten. G1 – G3 = Garten 1 bis 3, R = Referenzfläche, E = humoser Oberbodenhorizont, EB = ebenerdiges Beet, HB = Hochbeet (Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 3).

Table 4: pH value (H₂O and CaCl₂), electrical conductivity (EL), mass fraction of soil organic matter (SOM), cation exchange capacity (KAK), concentration of nitrate, ammonium and phosphate of the different study units. G1 – G3 = garden 1 – 3, R = reference plot, E = humus topsoil horizon, EB = ground level bed, HB = raised bed (means ± sd, n = 3).

UE	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)	EL [μS/cm]	SOM [%]	KAK [cmol/kg]	NO ₃ ⁻ [mg/kg]	NH ₄ ⁺ [mg/kg]	PO ₄ ³⁻ [mg/kg]
G1 E	6,8 ± 0,2	6,2 ± 0,2	24 ± 3	7,9 ± 1,3	5,4 ± 1,5	55 ± 34	364 ± 533	38 ± 14
G2 E	6,9 ± 0,0	6,1 ± 0,2	30 ± 11	25 ± 28	5,6 ± 1,6	80 ± 22	1440 ± 1039	180 ± 205
G3 E	6,9 ± 0,2	6,1 ± 0,0	25 ± 4	7,9 ± 1,4	6,8 ± 1,3	55 ± 34	26 ± 15	123 ± 20
R E	5,6 ± 0,5	4,9 ± 0,6	19 ± 5	7,0 ± 0,7	6,7 ± 9,8	67 ± 22	4,7 ± 2,0	35 ± 21
G2 EB	7,1 ± 0,4	6,3 ± 0,2	56 ± 22	11 ± 3	9,1 ± 1,8	68 ± 30	0,7 ± 0,4	213 ± 56
G3 EB	7,2 ± 0,2	6,5 ± 0,3	35 ± 4	10,6 ± 0,5	9,2 ± 0,1	41 ± 1	36 ± 28	154 ± 6
G2 HB	7,8 ± 0,0	6,8 ± 0,1	167 ± 44	34 ± 8	19,8 ± 0,1	255 ± 16	11 ± 8	363 ± 43
G3 HB	7,9 ± 0,7	7,2 ± 0,7	325 ± 308	37 ± 13	18 ± 2	242 ± 127	613 ± 1201	269 ± 77

Tabelle 5: Ergebnis von Kruskal-Wallis-Tests mit α -Fehlerreduzierung nach Bonferroni. Getestet wurde, ob sich die jeweiligen Vergleichspaare der Untersuchungseinheiten (UE), bei einem Konfidenzniveau von 90 %, signifikant in Bezug auf die folgenden Parameter unterscheiden. pH-Wert (H₂O und CaCl₂), elektrische Leitfähigkeit (EL), Masseanteil des organischen Bodenmaterials (SOM), Kationenaustauschkapazität (KAK), Konzentration Nitrat (NO₃⁻), Ammonium (NH₄⁺) und Phosphat (PO₄³⁻). G1 – G3 = Garten 1 bis 3, R = Referenzfläche, E = humoser Oberbodenhorizont, EB = ebenerdiges Beet, HB = Hochbeet. n.s. (nicht signifikant) = $p \geq 0,1$, * = $p < 0,1$.

Table 5: Result of Kruskal-Wallis tests with α -error reduction according to Bonferroni. It was tested whether the respective comparison pairs of the study units (UE), at a confidence level of 90 %, differ significantly with respect to the following parameters: pH (H₂O and CaCl₂), electrical conductivity (EL), mass fraction of soil organic matter (SOM), cation exchange capacity (CEC), concentration of nitrate (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) and phosphate (PO₄³⁻). G1 – G3 = garden 1 to 3, R = reference plot, E = humose topsoil horizon, EB = ground level bed, HB = raised bed. n.s. (not significant) $p \geq 0,1$, * = $p < 0,1$.

Vergleichspaar der UE	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)	EL [μS/cm]	SOM [%]	KAK [cmol/kg]	NO ₃ ⁻ [mg/kg]	NH ₄ ⁺ [mg/kg]	PO ₄ ³⁻ [mg/kg]
G1 E - G2 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G1 E - G3 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G1 E - R E	n.s.	> *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G3 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - R E	> *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G3 E - R E	> *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 EB - G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	< *	n.s.
G2 HB - G3 HB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	< *	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G2 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	> *	n.s.
G2 E - G2 HB	n.s.	< *	< *	n.s.	< *	n.s.	n.s.	n.s.
G2 EB - G2 HB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	< *	n.s.	n.s.
G3 E - G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	< *	n.s.
G3 E - G3 HB	n.s.	< *	< *	< *	< *	< *	n.s.	< *
G3 EB - G3 HB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Bis auf die As-Konzentration des Hochbeets in Garten 2 lagen alle Werte der potenziell toxischen Spurenelemente unter denen der ebenerdigen Beete und der Oberbodenhorizonte. Betrachtet man im Vergleich zu den Oberböden bzw. Beeten noch die Unterbodenhorizonte Bv sowie C zeigte sich, dass mit Ausnahme vom Cd die Konzentration mit zunehmender Tiefe über alle Gärten sank (Tabelle A1, Anhang). So ergab sich für As, Pb, und Zn jeweils eine mittlere Verringerung der Konzentration von rund 57 % vom Oberboden bzw. ebenerdigen Beetflächen oder Hochbeet hin zum C-Horizont. Im Gegensatz dazu stieg die Cd-Konzentration um 156 % im C-Horizont. Pb verhielt sich im C-Horizont von Garten 1 entgegen der Erwartung eher wie Cd und zeigte einen deutlichen Anstieg der Konzentrationen (Tabelle A1).

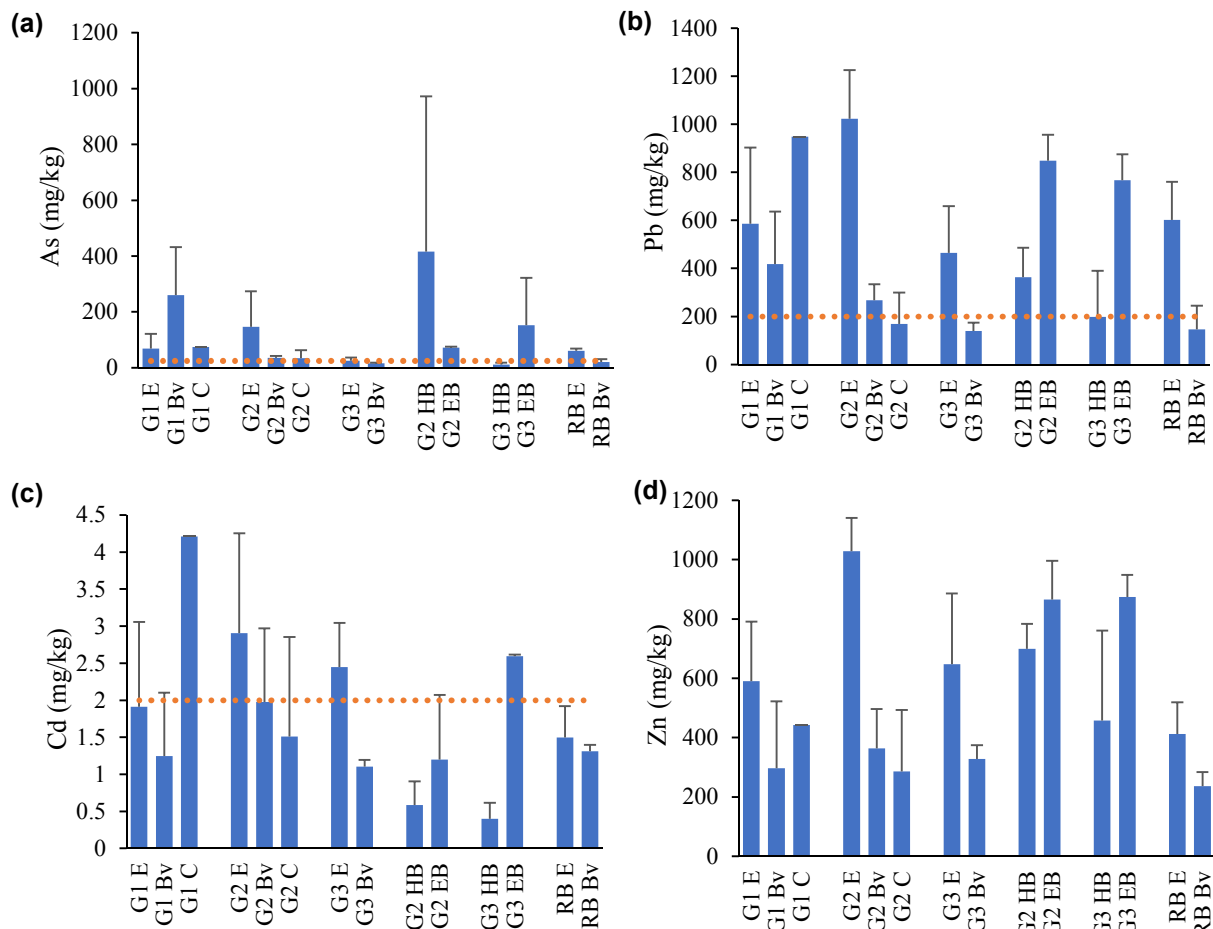


Abb. 2 Gesamtkonzentrationen von (a) Arsen (As), (b) Blei (Pb), (c) Cadmium (Cd) und (d) Zink (Zn). Die gepunktete Linie (orange) stellt den Prüfwert der Elementgesamtkonzentration nach BBodSchV (1999) dar, dieser ist für Zink nicht vorgegeben. G1 – G3 = Garten 1 – 3, RB = Referenzboden, E = humoser Oberboden, Bv = verbrauchter Unterboden, C = Ausgangsgestein, HB = Hochbeet, EB = ebenerdiges Beet.

Fig. 2: Total concentrations of (a) arsenic, (b) lead, (c) cadmium and (d) zinc. The orange dotted line shows the threshold for the total concentration according to BBodSchV (1999), threshold not available for zinc. G1 – G3 = garden 1 – 3, RB = reference soil, E = humose topsoil horizon, Bv = bottom soil, C = bedrock, EB = ground level bed, HB = raised bed.

Die statistische Auswertung zeigte nur vereinzelt signifikante Unterschiede (Tabelle 6). Markant waren die Ergebnisse zwischen dem Oberboden und den Hochbeeten in Garten 2 sowie zwischen den ebenerdigen Beeten und den Hochbeeten in Garten 3. In beiden Fällen wurden signifikant niedrigere Elementkonzentrationen von Pb und Cd im Hochbeet von Garten 2 und von As, Pb und Zn in Garten 3 nachgewiesen. Weitere Vergleiche der Elementgesamtkonzentrationen zeigten, dass der Oberboden von Garten 3 eine signifikant höhere Konzentration von Pb, Cd und Zn aufwies als der darunter anstehende Bv-Horizont. Dieser Zusammenhang zeigte sich auch für Oberboden und Bv-Horizont der Referenzflächen bei den Elementen As, Pb und Zn.

4.3 Wechselbeziehungen zwischen bodenphysikochemischen Parametern und Gesamt-elementkonzentration der PTS im Boden

Die Spearman-Rangkorrelationsanalysen der bodenphysikochemischen Parameter und der ausgewählten Elementgesamtkonzentrationen von PTS zeigten vorwiegend hoch signifikante positive Korrelationen zwischen den bodenphysikochemischen Parametern untereinander (Tabelle 7). So korrelierten pH-Wert (H_2O sowie $CaCl_2$), EL, SOM, KAK, NO_3^- und PO_4^{3-} untereinander meist signifikant positiv. Nur Ammonium NH_4^+ wies keine signifikante Korrelation mit einem der bodenphysikochemischen Parameter auf (Tabelle 7). Weniger signifikant und meist negativ korrelierten die physikochemischen Parameter mit den Elementkonzentrationen von Cd, Pb und Zn. Bezüglich der As-Konzentration konnte mit dieser statistischen Analyse keine signifikante Abhängigkeit von den funktionalen Bodenparametern nachgewiesen werden. Cd zeigte signifikante Korrelationen zu beinahe allen gemessenen bodenphysikochemischen Parametern, außer zum NH_4^+ -Gehalt. Im Gegensatz dazu korrelierte Zn mit NH_4^+ schwach signifikant negativ. Pb zeigte schwach signifikant negative Zusammenhänge zur Kationenaustauschkapazität und Nitrat-Gehalt. Es wurde insgesamt eine signifikant positive Korrelation der Gesamtkonzentrationen der PTS mit den funktionalen Bodenparametern gefunden. Diese bestand zwischen Zn und Phosphat

(Tabelle 7). Die Elementkonzentrationen von As, Pb und Cd korrelierten signifikant positiv untereinander, während Zn keine signifikanten Korrelationen mit den übrigen PTS zeigte (Tabelle 7).

Tabelle 6: Ergebnis des Kruskal-Wallis-Tests mit α -Fehlerreduzierung nach Bonferroni. Getestet wurde, ob sich die jeweiligen Vergleichspaare der Untersuchungseinheiten (UE) bei einem Konfidenzniveau von 90 %, signifikant in Bezug auf die Gesamtkonzentrationen der Elemente Arsen, Blei, Cadmium und Zink unterscheiden. G1 – G3 = Garten 1 – 3, R = Referenzfläche, E = humoser Oberbodenhorizont, Bv = verbraunter Unterbodenhorizont, C = Untergrund-Horizont, EB = ebenerdiges Beet, HB = Hochbeet. n.s. (nicht signifikant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.1$.

Table 6: Result of the Kruskal-Wallis test with α -error reduction according to Bonferroni. It was tested if the study units (UE) are significantly different regarding the total concentrations of the elements arsenic, lead, cadmium, and zinc. G1 – G3 = garden 1 – 3, R = reference site, E = humose topsoil horizon, Bv = browned subsoil, C = bedrock, EB = ground level bed, HB = raised bed. n.s. (not significant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.1$.

Vergleichspaar der UE	As B	Pb B	Cd B	Zn B	Vergleichspaar der UE	As B	Pb B	Cd B	Zn B
G1 E - G2 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G1 Bv - G2 Bv	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G1 E - G3 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G1 Bv - G3 Bv	> *	n.s.	n.s.	n.s.
G1 E - R E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G1 Bv - R Bv	> *	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G3 E	> *	> *	n.s.	n.s.	G2 Bv - G3 Bv	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - R E	n.s.	n.s.	n.s.	> *	G2 Bv - R Bv	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G3 E - R E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G3 Bv - R Bv	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 EB - G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G1 E - G1 Bv	n.s.	n.s.	> *	> *
G2 HB - G3 HB	> *	n.s.	n.s.	n.s.	G1 E - G1 C	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
					G1 Bv - G1 C	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G2 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G2 E - G2 Bv	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G2 HB	n.s.	> *	> *	n.s.	G2 E - G2 C	n.s.	> *	n.s.	n.s.
G2 EB - G2 HB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G2 Bv - G2 C	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G3 E - G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	G3 E - G3 Bv	n.s.	> *	> *	> *
G3 E - G3 HB	n.s.	n.s.	> *	n.s.					
G3 EB - G3 HB	> *	> *	n.s.	> *	R E - R Bv	> *	> *	n.s.	> *

Tabelle 7: Spearman-Rangkorrelationsanalyse zwischen den bodenphysikochemischen Parametern und ausgewählten Gesamtelementkonzentrationen; grün = positive Korrelation; rot = negative Korrelation; Stichprobengröße in Klammern. n.s. (nicht signifikant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$.

Table 7: Spearman rank correlation analysis soil physicochemical parameters with selected total element concentrations; green = positive correlation; red = negative correlation; sample size in parentheses. n.s. (not significant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$.

	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	EL	SOM	KAK	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	As	Pb	Cd
pH(CaCl ₂)	*** (31)										
EL	*** (31)	*** (31)									
SOM	*** (30)	*** (30)	* (30)								
KAK	*** (30)	*** (30)	*** (30)	*** (29)							
NO ₃ ⁻	* (31)	** (31)	** (31)	*** (30)	* (30)						
NH ₄ ⁺	n.s. (29)	n.s. (29)	n.s. (29)	n.s. (29)	n.s. (28)	n.s. (29)					
PO ₄ ³⁻	*** (31)	*** (31)	*** (31)	** (30)	** (30)	** (31)	n.s. (29)				
As	n.s. (31)	n.s. (31)	n.s. (31)	n.s. (30)	n.s. (30)	n.s. (31)	n.s. (29)	n.s. (31)			
Pb	n.s. (31)	n.s. (31)	n.s. (31)	n.s. (30)	* (30)	* (31)	n.s. (29)	n.s. (31)	*** (31)		
Cd	* (31)	** (31)	** (31)	** (30)	** (30)	** (31)	n.s. (29)	* (31)	* (31)	*** (31)	
Zn	n.s. (31)	n.s. (31)	* (31)	n.s. (31)	n.s. (31)	n.s. (31)	* (30)	** (31)	n.s. (31)	n.s. (31)	n.s. (31)

4.4 Ergebnisse der sequentiellen Extraktion

Bei den untersuchten Extraktionsstufen waren für As (Mann-Whitney-Test: $p < 0,001$; $n = 32$), Pb (MW-Test: $p < 0,001$; $n = 32$) und Zn (MW-Test: $p < 0,0001$; $n = 32$) die Zitronensäure-löslichen Konzentrationen im Mittel höher als die Ammoniumacetat-löslichen Elemente. Cd konnte hingegen bereits signifikant mehr im ersten Extraktionsschritt gelöst werden (MW-Test: $p < 0,001$; $n = 32$). Die Konzentrationen der einzelnen Extraktionsstufen der Elemente As, Pb, Cd und Zn sind in Abb. 3 graphisch dargestellt.

Insgesamt wurden mit beiden Schritten der sequentiellen Extraktion im Mittel 6 % des gesamten As, 5 % von Pb, >95 % von Cd und 14 % des Gesamt-Zn extrahiert. Die gruppenweise Auswertung der Daten mittels Kruskal-Wallis-Test (Tabelle 8) zeigte signifikant höhere Cd- und Zn-Konzentrationen im Oberboden von Garten 2 und höhere Cd-Konzentrationen in Garten 3 im Vergleich zu den Referenzflächen. Die austauschbare Pb-Fraktion war im Oberboden von Garten 2 und der Referenzböden mit höheren Konzentrationen vorhanden als im Oberboden des Gartens 3 (Abb. 3).

Beim Vergleich der Beete wurde über alle Elemente und Extraktionsstufen ein signifikanter Unterschied zwischen den ebenerdigen Beeten aus Garten 2 und den Hochbeeten aus Garten 3 deutlich, wobei letztere stets die geringere Konzentration aufwiesen (Abb. 3). Beim zweiten Extraktionsschritt hatten die Proben aus den Hochbeeten von Garten 2 eine höhere Pb-Konzentration als die Hochbeetproben aus Garten 3. Zwischen den jeweiligen Beeten eines Gartens gab es keine signifikanten Unterschiede.

Beim Vergleich der Bodenproben aus Garten 2 untereinander war auffällig, dass für Pb und Cd im ersten Extraktionsschritt die Konzentration in den Hochbeeten signifikant geringer war als in den Oberböden. Die ebenerdigen Beete wiesen eine höhere As-Konzentration im ersten Extraktionsschritt auf als die Oberböden. In Garten 3 war ebenfalls auffällig, dass die Hochbeete bei mehreren Elementen in teilweise beiden Extraktionsschritten eine signifikant geringere Konzentration hatte als die Oberböden.

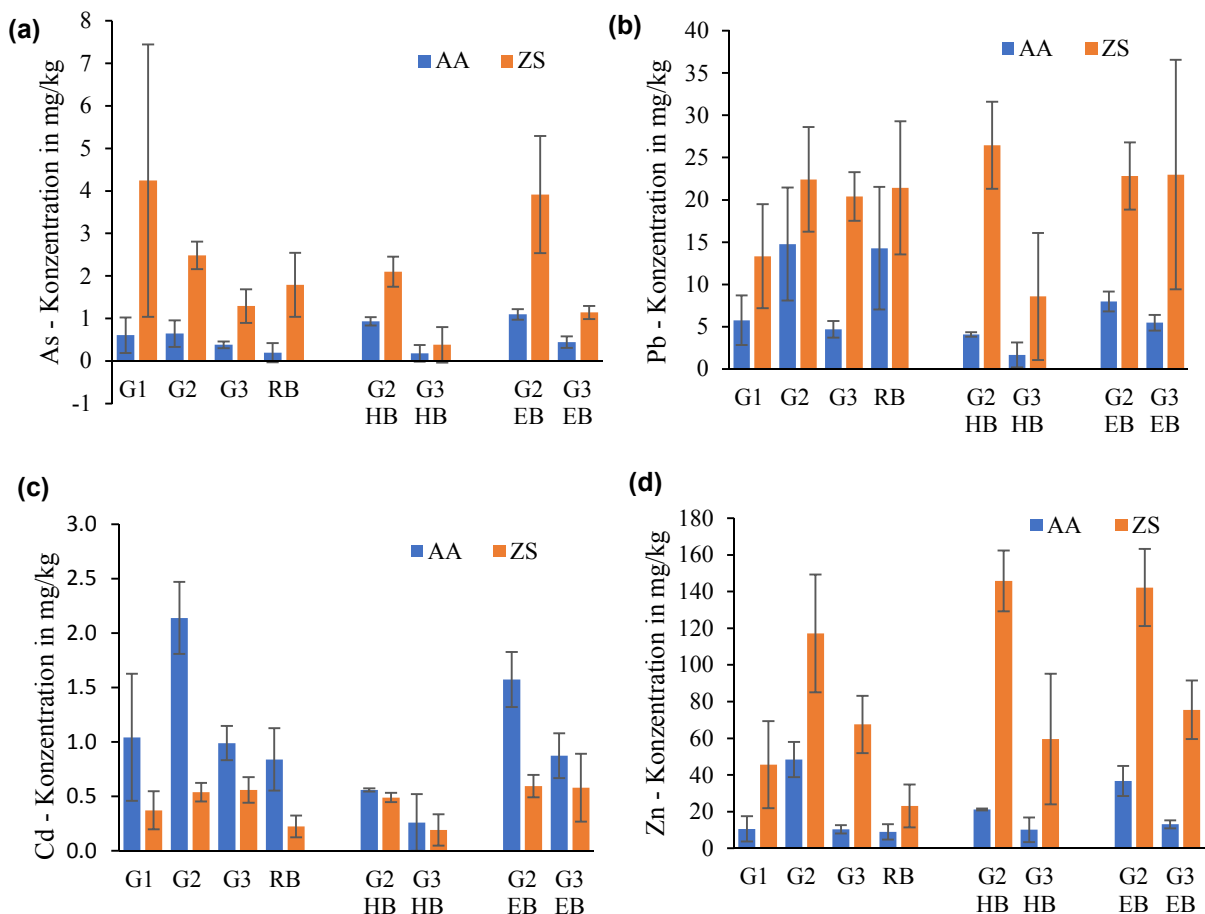


Abb. 3: Ergebnisse der sequentiellen Extraktion für (a) Arsen, (b) Blei, (c) Cadmium und (d) Zink. AA = Extraktion mit Ammoniumacetat, ZS = Extraktion mit Zitronensäure.

Fig. 3: Results of the sequential extraction for (a) arsenic, (b) lead, (c) cadmium and (d) zinc. AA = extraction with ammonium acetate, ZS = extraction with citric acid.

Tabelle 8: Ergebnisse der Kruskal-Wallis-Tests mit α -Fehlerreduzierung nach Bonferroni zum Vergleich der Elementkonzentration der jeweiligen Extraktionsschritte der sequentiellen Extraktion (AA = Ammoniumacetat, ZS = Zitronensäure) zwischen ausgewählten Untergruppen der Untersuchungseinheiten. Die Untersuchungseinheiten. G1–G3 = Garten 1 – 3, R = Referenzfläche, E = humoser Oberbodenhorizont, EB = ebenerdiges Beet, HB = Hochbeet. n.s. (nicht signifikant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$.

Table 8: Results of the Kruskal-Wallis-tests with α -error reduction according to Bonferroni, comparing the element concentrations of each extraction step (AA = ammonium acetate, ZS = citric acid). The examination units are abbreviated as: G1 – G3: garden 1 – 3, R = reference site, E = humose topsoil, EB = beds at ground level, HB = raised garden beds). n.s. (not significant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$.

Vergleichspaar der UE	As-AA	As-ZS	Pb-AA	Pb-ZS	Cd-AA	Cd-ZS	Zn-AA	Zn-ZS
G1 E - G2 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G1 E - G3 E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G1 E - R E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G3 E	n.s.	n.s.	> **	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - R E	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	> *	> *	> (*)	> *
G3 E - R E	n.s.	n.s.	< **	n.s.	n.s.	>*	n.s.	n.s.
G2 EB - G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 HB - G3 HB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 EB – G3 HB	> **	> **	> **	> *	> **	> *	> **	> *
G2 HB – G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	> *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G2 EB	< *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G2 E - G2 HB	n.s.	n.s.	> *	n.s.	> *	n.s.	> *	n.s.
G2 EB - G2 HB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G3 E - G3 EB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
G3 E - G3 HB	n.s.	> *	> *	> *	> *	> *	n.s.	n.s.
G3 EB - G3 HB	n.s.	n.s.	> *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

4.5 Interkorrelationen von bodenphysikochemischen Parametern und potenziell pflanzenverfügbaren Spurenelementen

Die Spearman-Rangkorrelationsanalysen der bodenphysikochemischen Parameter und der ausgewählten bioverfügbaren Elementkonzentrationen der PTS zeigten insgesamt überwiegend signifikant positive Korrelationen (Tabelle 9). Der pH-Wert (H₂O) korrelierte hoch signifikant positiv mit Zn in beiden Extraktionsstufen und den zitronensäurelöslichen Cd-Konzentrationen. As und Pb zeigten jeweils schwach signifikant negative und positive Korrelationen im zweiten Extraktionsschritt. Austauschbares Pb und Zn sowie Zitronensäure-lösliches Pb korrelierten negativ mit dem pH-Wert gemessen im CaCl₂-Extrakt. As korrelierte hier hingegen schwach positiv (Tabelle 9). Die im Wasserextrakt gemessenen elektrischen Leitfähigkeit und der Organikgehalt zeigten positive Zusammenhänge mit den Konzentrationen an mobilem und austauschbarem As, Cd und Zn. Außerdem zeigten auch die Zitronensäure-löslichen Konzentrationen von Cd, Pb und Zn signifikant positive Korrelationen mit dem Organikgehalt (SOM) des Bodens. Überwiegend negativ korrelierten die Kationenaustauschkapazität und die PTS-Konzentrationen (As hinsichtlich beider Stufen und Cd in der ersten Extraktionsstufe). Schwach positiv korrelierten hier die Cd- und Pb-Konzentrationen (Tabelle 9).

4.6 Konzentrationen von potenziell toxischen Spurenelementen in den beprobten Pflanzen

In Abb. 4 sind für die Gräser, Kräuter und Obstpflanzen die As-, Pb-, Cd- und Zn-Konzentrationen für 1 kg Trockenmasse dargestellt. Im Vergleich zu den anderen Obstpflanzen zeigten insbesondere *Rubus idaeus* (Himbeere) (4 mg/kg) und *Rheum rhabarbarum* (Rhabarber) (11,2 mg/kg) aus Garten 1 erhöhte As-Konzentrationen. Die meisten Obstpflanzen hatten Pb-Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (<0.01 mg/kg), außer *Fragaria ananassa* (Erdbeere) aus den ebenerdigen Beeten von Garten 1 und 2. Dabei hatte *F. ananassa* aus Garten 2 mit 3,4 mg/kg viel höhere Konzentrationen als die aus Garten 1 (0,3 mg/kg). Bei den Cd-Konzentrationen waren ebenfalls höchste Gehalte in den essbaren Pflanzenteilen von *R. rhabarbarum* (1,6 mg/kg) aus Garten 1 nachweisbar. Bei den Gräsern und Kräutern waren vor allem *Lolium perenne* (Pb: 16,6 mg/kg) und *Agrostis capillaris* (Pb: 34,5 mg/kg) aus Garten 3 auffällig. *Agrostis capillaris* aus Garten 2 (9,0 mg/kg) und von den Referenzflächen (6,3 mg/kg) wies die höchsten As-Konzentrationen auf. Keine eindeutigen Unterschiede waren in diesen Pflanzenarten allerdings hinsichtlich der Cd-Konzentration feststellbar. Allerdings waren die Konzentrationen von Cd und Zn in Individuen von *Plantago lanceolata*, die in Garten 2 gesammelt waren signifikant höher als in Garten 1.

Tabelle 9: Ergebnis der Korrelationsanalyse der potenziell bioverfügbaren Konzentrationen von PTS (sequentiellen Extraktion) und den physikochemischen Parametern des Bodens. Statistischer Test: Spearman-Rangkorrelationsanalyse; grün = positive Korrelation; rot = negative Korrelation; N der Stichprobe in Klammern. (AA = ermittelte Konzentrationen aus der Extraktion mit Ammoniumacetat; ZS = ermittelte Konzentrationen aus der Extraktion mit Zitronensäure). n.s. (nicht signifikant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

Table 9: Result of the correlation analysis of the potentially bioavailable concentrations of PTS (sequential extraction) and the physicochemical parameters of the soil. Statistical test: Spearman rank correlation analysis; green = positive correlation; red = negative correlation. (AA = determined concentrations from extraction with ammonium acetate; ZS = determined concentrations from extraction with citric acid). n.s. (not significant) = $p \geq 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

	As AA	Cd AA	Pb AA	Zn AA	As ZS	Cd ZS	Pb ZS	Zn ZS
pH (H ₂ O)	n.s. (20)	n.s. (20)	n.s. (20)	*** (20)	* (20)	*** (20)	* (20)	*** (20)
pH (CaCl ₂)	n.s. (20)	n.s. (20)	* (20)	(*) (20)	* (20)	n.s. (20)	*** (20)	n.s. (20)
EL	** (20)	** (20)	n.s. (20)	*** (20)	n.s. (20)	** (20)	** (20)	*** (20)
SOM	** (20)	** (20)	n.s. (20)	*** (20)	n.s. (20)	** (20)	** (20)	*** (20)
KAK	** (20)	** (20)	n.s. (20)	n.s. (20)	*** (20)	(*) (20)	* (20)	n.s. (20)

Die gemessenen As-, Pb-, und Cd-Konzentrationen von Pflanzen aus den Hochbeeten (*Ribes spec.*), *F. ananassa* und *Daucus carota* lagen für alle untersuchten Elemente niedriger als die in auf Mutterboden gewachsenen Pflanzen (Abb. 4). Die höchsten Zn-Konzentrationen in den Kräutern und Gräsern wiesen *Lolium perenne* (114,2 mg/kg) aus Garten 3 und bei den Obst- und Gemüsepflanzen *Fragaria ananassa* in Garten 2 (45,6 mg/kg) auf. Bei den Obst- und Gemüsepflanzen der Hochbeete von Garten 3 fielen *Daucus carota* mit einem erhöhten Mittelwert von 29,5 mg/kg und *Fragaria ananassa* mit einer hohen Standardabweichung auf.

5. Diskussion

5.1 Elementgesamtkonzentrationen in den Böden der Kleingartenanlagen

Die Anreicherung der potenziell toxischen Spurenelemente in den Böden der Kleingartenanlagen war durch die Nähe zu mehreren Spülhalden aus Freibergs bergbauträchtiger Vergangenheit zu erwarten (Fritz & Jahns 2017). Die trockenen, sandigen und zum Teil immer noch unbewachsenen Technosole der Haldenkörper (Heilmeyer et al. 2016) sind erodierenden Kräften wie Wind und Wasser besonders ausgesetzt. Des Weiteren sorgen das Relief sowie fehlende Sohl- und Oberflächenabdichtungen im Konstrukt der Haldenkörper zu einem weiteren sehr bedeutenden Transportweg für die mobilisierten Stoffe: das Sickerwasser (Ashraf et al. 2011, Fritz & Jahns 2017, Wiche et al. 2018). Außerdem ist es denkbar, dass Pflanzenteile abgestorbener Individuen, welche PTS akkumulierten, für eine gewisse Persistenz und damit Anreicherung der Stoffe in den Substraten der Gärten sorgten (Kabata-Pendias 2010, Wiche et al. 2018). Im Vergleich zu den Belastungen der Böden direkt auf einer Spülhalde, wie z. B. der Davidschachthalde (Midula et al. 2017), lagen die Werte hier im Fall von As deutlich niedriger, während Pb, Cd und Zn etwa die gleichen Größenordnungen annahmen (Tabelle 10). Auch Wiche et al. (2018) stellten eine Anreicherung von Pb, Zn und Cd in Böden der Umgebung der Davidschachthalde fest. So verlagern sich Cd und Zn vor allem mit dem Sickerwasser des Haldenkörpers, während die stärker an Bodenpartikel gebundene Elemente As und Pb eher durch Winderosion verlagert werden (Wiche et al. 2018). Generell steigt im sauren pH Milieu das Potenzial eines Substrates, PTS zu immobilisieren und so zu akkumulieren mit höherem pH-Wert, SOM-Gehalt und KAK, während im alkalischen pH-Bereich und in Böden mit hohem Organikgehalt häufig eine erhöhte Löslichkeit von PTE, insbesondere von As in Form von Huminsäurekomplexen auftritt (Tyler & Olsson 2001; Amelung et al. 2018). Bei einer sauren Bodenreaktion ist dagegen ein großer Teil von As-, Pb-, Cd- und Zn-Spezies unter neutralen bis leicht basischen pH-Werten an Austauschplätze von Tonmineralen, Huminstoffen und Fe-/Al-/Mn-Oxidhydroxiden gebunden (Kabata-Pendias 2010). Die sauren Bedingungen der oxidierenden Spülsande der Halden bewirken die Lösung der PTS von ihren Bindungsplätzen und den Übergang in die Bodenlösung. Diese Mobilisierung führt zum Austrag der Elemente mit dem Sickerwasser und zur Immobilisierung und zum Eintrag in basischere Böden der Umgebung (Wiche et al. 2018). Zusätzlich wird in pH-neutralen Böden die Löslichkeit der Elemente durch die gesteigerte Aktivität von Mikroorganismen erhöht (Amelung et al. 2018; Schwabe et al. 2020). Damit ist die Immobilisierung der PTS durch einen hohen SOM-Gehalt und gleichzeitig basischeren pH-Wert nur zeitweilig gegeben. Eine Verlagerung in tiefer liegende Bodenhorizonte und die dortige Ausfällung ist dann die Konsequenz (Amelung et al. 2018).

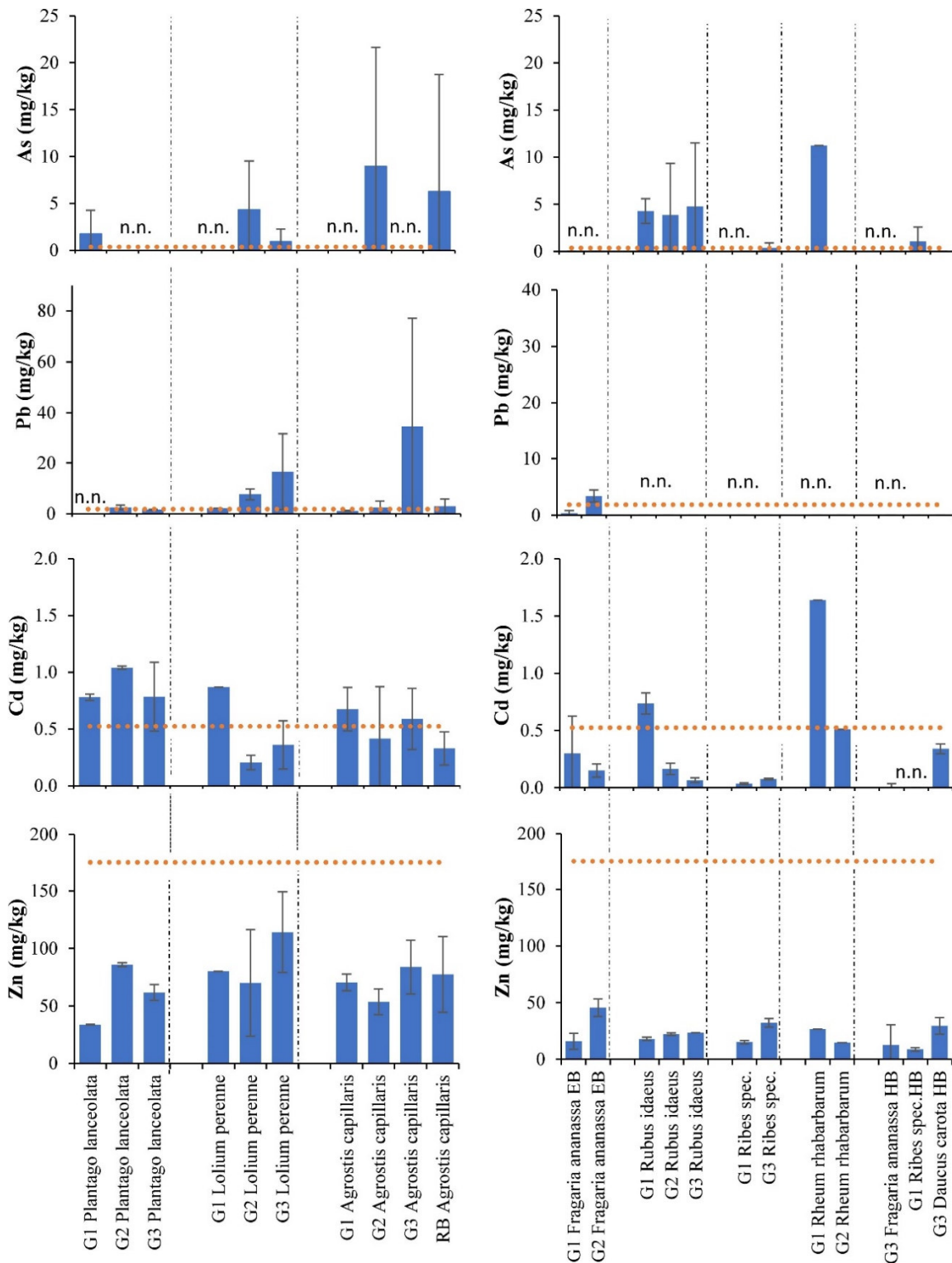


Abb. 4: Mittlere As-, Pb-, Cd- und Zn-Konzentrationen der Gräser und Kräuter (links) und der essbaren Pflanzenteile der Obst- und Gemüsepflanzen (rechts). Der Grenzwert (orange Linie) von As, Cd und Pb wurde für einen Körper von 75 kg nach dem „potential tolerable weekly intake“ von Morais et al. (2012) berechnet. Der Grenzwert von Zn entspricht der maximal wöchentlich tolerierbaren Dosis für einen Erwachsenen nach Siegl (2020). Die Werte sind Mittelwerte ± Standardabweichung (n = 3–4), n.n. = nicht nachweisbar.

Fig. 4: Mean As, Pb, Cd and Zn concentrations of grasses and herbs (left) and edible parts of fruit and vegetable plants (right). The limit (orange line) of As, Cd and Pb was calculated for a body of 75 kg according to the "potential tolerable weekly intake" of Morais et al. (2012). The limit for Zn intake corresponds to the maximum weekly tolerable dose for an adult according to Siegl (2020). Means ± sd (n = 3–4), n.n. = not detectable.

Tabelle 10: Konzentrationsbereiche der PTS in Oberböden und Beetsubstraten der Kleingärten, mittlere Bodenkonzentrationen aus Kabata-Pendias (2010), geogene Hintergrundwerte, Prüfwerte der BBodSchV (Anhang II; 1999) inklusive Zink nach BBodSchV stehen für eine potenziell wachstumshemmende Konzentration für Nutzpflanzen, Konzentrationsbereiche der PTS eines nahe gelegenen Haldenkörpers (Davidschachthalde, Wiche et al. 2018) und wöchentlich tolerierbarer Aufnahmemengen nach Morais et al. (2012) hochgerechnet auf 75 kg Körpergewicht (PTWI - potential tolerable weekly intake), dabei Zn hochgerechnet zur maximal tolerierbaren wöchentlichen Dosis nach Siegl (2020).

Table 10: Concentration ranges of PTS in topsoils and bed substrates of the allotments, mean soil concentrations from Kabata-Pendias (2010), geogenic background values, test values of BBodSchV (Annex II; 1999) including zinc according to BBodSchV represents a potentially growth-inhibiting concentration for crops, concentration ranges of PTS of a nearby tailings pile (Davidschachthalde, Wiche et al. 2018) and weekly tolerable intake amounts according to Morais et al. (2012) extrapolated to 75 kg body weight (PTWI - potential tolerable weekly intake); Zn also extrapolated to the maximum tolerable weekly dose according to Siegl (2020).

PTS	Konzentrationsbereich der Kleingärten [mg/kg]	Mittlere Bodenkonzentration [mg/kg]	Geogener Hintergrundwert der Erdkruste [mg/kg]	Konzentrationsbereich der Davidschachthalde [mg/kg]	Prüfwert nach BBodSchV (Anhang II) [mg/kg]	PTWI [mg/75kg]
As	0 – 809,3	6,8	1,8	3338 – 18345	25 – 140	0,38
Pb	17,6 – 1206,0	27	15	176 – 997	200 – 2000	1,88
Cd	0,1 – 3,8	0,4	0,1 – 0,2	1 – 12	2 – 60	0,53
Zn	111,5 – 1084,0	70	52 – 80	128 - 1109	2 *	175

Die Konzentrationsbereiche der PTS der Böden und Beetsubstrate zeigten ähnliche Massenverhältnisse (Abb. 2) wie sie auch in der Erdkruste vorliegen (Kabata-Pendias 2010). So waren hier die Konzentrationen von Pb und Zn teilweise 10 bis 1000fach höher als bei As und Cd (Tabelle 10; Abb. 2). Trotzdem lagen die Elementgesamtkonzentrationen von PTS in allen untersuchten Gärten zum Teil weit über den zu erwartenden Werten der Erdkruste und der mittleren Bodenkonzentrationen (Kabata-Pendias 2010). Zwar lagen die Standorte in unterschiedlicher Entfernung zu den PTS emittierenden Halden (vgl. Kapitel 2), jedoch konnte kein Effekt der Entfernung zu den Halden nachgewiesen werden. Es zeigten sich bei allen getesteten Böden, bis auf einzelne Anomalien, die gleichen Akkumulationsmuster: So wiesen die Oberbodenhorizonte meist die höchsten Konzentrationen auf, zum Bv-Horizont sanken die Konzentrationen ab (vgl. Kapitel 4.2). Mehrere statistisch signifikant niedrigere PTS-Konzentrationen des Bv-Horizonts im Vergleich zum E-Horizont in Garten 1 und Garten 3 belegen diese Tendenz. Dies erklärt sich einerseits durch den kontinuierlichen äolischen Eintrag der Elemente von den umliegenden Haldenkörpern. Andererseits reichern sich As, Pb, Cd und Zn bevorzugt in humusreichen Bodenhorizonten an, was eine weitere Erklärung für das in den Bodenprofilen vorgefundene Anreicherungsmuster darstellt. Da die physikochemischen Bodenparameter nur für den Oberbodenhorizont ermittelt wurden, kann die veränderte PTS-Konzentration mit der Bodentiefe in dieser Arbeit nicht hinreichend geklärt werden. Starke Unsicherheiten entstehen außerdem durch die unbekannte Bewirtschaftungsweise der Gärten. Es ist nicht bekannt, mit welchem Wasser, ob, wann und wie oft bewässert wurde und ob eine Kalkung oder Kompostausbringung erfolgte. Die hohen pH-Werte in Gartenböden (pH = 6,9) im Vergleich zur Referenzfläche (pH = 4,9) (Tabelle 4) lassen zumindest eine Kalkung in der Vergangenheit vermuten.

Deutliche Unterschiede hinsichtlich der PTE-Konzentrationen waren zwischen der Anbauform Hochbeet und den übrigen beprobten Substraten des Oberbodens sowie den ebenerdigen Beeten festzustellen (Abb. 2). So zeigten die Proben der Hochbeete aus Garten 3 signifikant niedrigere As-, Pb- und Zn-Konzentrationen als die der ebenerdigen Beete. Außerdem wiesen die Oberböden des Gartens 2 signifikant höhere Pb- und Cd-Konzentrationen auf als die Hochbeete des Gartens 3 (Tabelle 6). Ebenso bestanden hier signifikante Unterschiede hinsichtlich der physikochemischen Eigenschaften der Substrate. Maxima hinsichtlich der gemessenen Werte für pH, SOM, KAK, NH_3^- , NH_4^+ und PO_4^{3-} traten in den Hochbeeten auf, was auf den Einsatz von sehr humusreichem Substrat wie Kompost zurückgeführt werden kann. Durch die damit erhöhte Adsorptionskapazität aufgrund des größeren Angebots an Austauschplätzen (SOM, KAK) wäre auch eine hohe Belastung durch PTS zu erwarten. Das Gegenteil ist hier jedoch der Fall: Pb und Cd zeigten in allen beprobten Hochbeeten sowie As in Garten 3 die niedrigsten Konzentrationen (Abb. 2). Der Grund dafür könnte die Verwendung von ortsfremdem Material (Substrate aus dem Einzelhandel) für die Hochbeete sein. Trotzdem überschritten die Substrate der Hochbeete wie auch alle anderen Oberböden und die ebenerdigen Beete häufig die Prüfwerte nach BBodSchV (1999) für Pb, As und Cd (Abb. 2). Die zum Vergleich herangezogenen Prüfwerte wurden dem Anhang II der BBodSchV (1999) entnommen und entsprechen Konzentrationen im Boden, welche in 0 – 35 cm Tiefe durch einen Königswasser-aufschluss ermittelt wurden. In Tabelle 10 wird die gesamte Konzentrationsspanne von Prüfwerten für Kinderspielflächen (untere Grenze) über Wohngebiete, Park- und Freizeitanlagen bis Industrie- und Gewerbegrundstücke (obere Grenze) dargestellt. Da es sich bei Kleingartenanlagen um Orte handelt, an denen sich potenziell Kinder aufhalten, wurden die strengsten Prüfwerte für den „Wirkungspfad Boden – Mensch (direkter Kontakt) auf

Kinderspielflächen“ zur Orientierung herangezogen. Der Prüfwert für As liegt bei 25 mg/kg und wurde in 22 von 31 Proben (inkl. Referenzflächen) überschritten. Der Prüfwert für Pb liegt bei 200 mg/kg und wurde in 27 von 31 Proben (inkl. Referenz) überschritten. Der Prüfwert für Cd liegt bei 2 mg/kg und wurde in 11 von 31 Proben (inkl. Referenz) überschritten. Da die absolute Mehrheit der PTS-Konzentrationen der in dieser Untersuchung analysierten Bodenproben über den Prüfwertgrenzen lag, kann ein gesundheitliches Risiko für Mensch und Tier nicht ausgeschlossen werden. Insbesondere die Referenzfläche, die im Sommer durch Pferde beweidet wird und auf der der Grasschnitt als Futter genutzt wird, sollte weiterführenden Untersuchungen unterzogen werden.

5.2 Elementkonzentrationen in der mobilen und labilen Bodenphase

Elemente in der mobilen, austauschbaren Phase stehen mit dem gelösten Elementanteil im Bodenwasser im Gleichgewicht und geben deshalb Auskunft über die Gefahr kurzfristiger Elementverlagerungen. Labil gebundene Elemente werden dagegen erst durch stärkere Veränderungen der Bodenchemie freigesetzt (Rule 1999). Durch eine Absenkung des pH-Werts und die Anwesenheit von komplexierenden Substanzen (z. B. niedermolekulare organische Säuren) gehen viele PTS aus der labilen Phase in die mobile Phase und die Bodenlösung über (Chuang et al. 1996; Violante et al. 2010; Wuana & Okieimen 2011). Eine Absenkung des pH-Werts und der Eintrag von organischen Säuren kann allerdings bereits in der Wurzelumgebung von Pflanzen (Rhizosphäre) durch Exsudate oder Ausscheidungen von Mikroorganismen entstehen (Sheoran et al. 2016; Monei et al. 2022). Folglich ist die Summe aus der Konzentration in der mobilen und labilen Bodenphase von Bedeutung, um beurteilen zu können, ob und in welchem Umfang die PTS von Pflanzen aufgenommen und in oberirdische Pflanzenteile verlagert werden können (Shan et al. 2002). Alle untersuchten PTS waren in der mobilen Bodenphase vorhanden (Abb. 3). Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass Verlagerungsprozesse der untersuchten PTS über das Bodenwasser stattfanden und stattfinden werden (Abb. 2, 3). Wie in Kapitel 5.1 beschrieben, wies der Vergleich zwischen den Gesamtelementkonzentrationen der verschiedenen Bodenhorizonte auf vertikale Verlagerungsprozesse mit dem Sickerwasser hin (Tabelle 6). Arsen, Pb und Zn zeigten signifikant höhere Konzentrationen von Zitronensäure-extrahierbaren Elementen (labil) im Vergleich zum austauschbaren Elementanteil (mobil). Dies deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen von Han et al. (2003), Kabata-Pendias (2010) und Wuana & Okieimen (2011). Im Gegensatz dazu waren für Cd die Konzentrationen in der mobilen Phase höher als in der labilen Phase, was die Gefahr einer Boden–Pflanze–Verlagerung insbesondere für Cd birgt und über die Oberflächensorption von Cd an Bodentauschern erklärt werden kann (Kabata-Pendias 1993). Im Vergleich dazu waren im Untersuchungsgebiet nur ein geringer Teil (ca. 5 %, vgl. Kapitel 4.4) der Elementgesamtkonzentration von As und Pb in den betrachteten Extraktionsstufen vorhanden, was auf eine vergleichsweise niedrigere Pflanzenverfügbarkeit hinweist.

Blei kommt im Boden zum größten Teil als Pb(II) vor (Kabata-Pendias 2010). Nach Chuang et al. (1996) gehen Pb(II)-Ionen erst ab einem pH-Wert unter 5 verstärkt in die Bodenlösung über. Der zweite Extraktionsschritt dieser Arbeit wurde bei einem pH-Wert von 5 durchgeführt. Folglich wurden mit diesem Extraktionsschritt nicht alle säurelöslichen Pb(II)-Ionen gelöst. Die Ergebnisse von Kabata-Pendias (1993) zeigten, dass typischerweise über 50 % der Gesamtelementkonzentration von Pb in Böden residual vorliegt. Dies ist ein weiterer Grund für die geringen Konzentrationen in der pflanzenverfügbaren Phase (Abb. 3) Nach BBodSchV (1999) wird für die Untersuchung des indirekten Wirkungspfadens Boden–Pflanze–Mensch eine Ammoniumnitrateextraktion (DIN 1997) der zu testenden Böden durchgeführt. Diese Methode löst die mobile Phase und ist somit mit dem ersten Schritt der in dieser Arbeit durchgeführten Extraktion (vgl. Kapitel 3.3) vergleichbar (Hornburg et al. 1995). Der nach BBodSchV (1999) in Deutschland geltende Prüfwert von Pb in Böden von Nutzgärten liegt bei 0,1 mg/kg. Dieser Prüfwert wurde bei allen Untersuchungseinheiten überschritten (Abb. 3).

Arsen zeigt ein deutliches anderes chemisches Verhalten in Böden und liegt unter aeroben Bedingungen in der mobilen oder labilen Phase hauptsächlich als Arsenat (AsO_4^{3-}) und dessen verschiedenen Protonierungsstufen vor (Wenzel et al. 2001; Aide et al. 2016). Die Adsorption von Arsenat erreicht zwischen einem pH-Wert von 4 bis 7 ein Maximum (Aide et al. 2016). Dies könnte der Grund für den geringen Anteil an pflanzenverfügbarem Arsen im Vergleich zur Gesamtarsenkonzentration in den untersuchten Gärten sein, die alle eine Bodenreaktion im Bereich pH 5,6 bis 7,9 zeigten (Tabelle 4). Unter alkalischen Bedingungen kann allerdings häufig ein verstärkter Austrag von As in Form von Huminsäurekomplexen beobachtet werden (Tyler & Olsson 2001).

Für **Zink** lag der pflanzenverfügbare Anteil der Elementgesamtkonzentration dreimal so hoch wie bei Pb und As (ca. 15%, vgl. Kapitel 4.4). Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass Zn bei sinkendem pH-Wert schneller in Lösung geht als Pb und As (Kabata-Pendias 2010). Zum anderen liegt der Anteil an residualem Zn in Böden nach Kabata-Pendias (1993) bei ca. 25 % und ist damit deutlich niedriger als der residuale Anteil von Pb. Für Zn gibt es nach BBodSchV (1999) nur Prüfwerte, die anzeigen, ob evtl. eine Wachstumsbeeinträchtigung für Nutzpflanzen vorliegt. Dieser Prüfwert liegt bei 2 mg/kg und wurde in allen Untersuchungseinheiten überschritten (Abb. 3).

Cadmium ist im bodenchemischen Verhalten Zn sehr ähnlich (Wuana & Okieimen 2011). Anders als Zn war das in den Böden enthaltene Cd zu einem Anteil von nahezu 100 % in den durchgeführten Bodenextrakten zu finden. Nach Kabata-Pendias (1993) ist in natürlichen Böden knapp die Hälfte des Cadmiums residual gebunden. Dies weist darauf hin, dass es sich im Untersuchungsgebiet mit großer Wahrscheinlichkeit um Cd aus anthropogenen Quellen handelt. Die nicht vorhandene residuale Phase lässt vermuten, dass das Cadmium über Bodenwasser

oder Flugstäube eingetragen wurde. Dies stimmt mit Wiche et al. (2018) überein, welche in der Nähe des Untersuchungsgebietes, an der Spülhalde Davidschacht, Verlagerungsprozesse von Cd und Zn über das Bodenwasser nachweisen konnten. Der hohe Anteil von Cd in der mobilen Phase führte dazu, dass alle Untersuchungseinheiten die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden–Pflanze–Mensch von 0,1 mg/kg nach BBodSchV (1999) überschritten (Abb. 3).

Der Vergleich zwischen dem Oberboden, den ebenerdigen Beeten und den Hochbeeten des Gartens 2 zeigte, dass die Hochbeete niedrigere Konzentrationen an Pb, Cd und Zn in der mobilen Phase aufwiesen als die Oberböden (Tabelle 8). In Garten 3 wiesen die Hochbeete ebenfalls niedrigere Konzentrationen an Pb und Cd in der mobilen Phase auf. Zusätzlich waren in Garten 3 die Konzentrationen von As, Pb und Cd in der labilen Phase in den Hochbeeten niedriger als in den Oberböden. Diese festgestellten Unterschiede zwischen Hochbeeten und Oberböden konnten nicht auf Unterschiede in den physikochemischen Bodenparameter zurückgeführt werden (Tabelle 5). Der naheliegendste Grund für die Unterschiede bei Pb und Cd zwischen Hochbeeten und Oberböden ist die niedrigere Elementgesamtkonzentration in den Hochbeeten (Tabelle 6). Insgesamt weist die Tendenz von niedrigeren Elementkonzentrationen von PTS in der pflanzenverfügbaren Phase der Hochbeete daraufhin, dass diese Anbaumethode sicherer ist. Allerdings wiesen die Hochbeete nach BBodSchV (1999), wie oben erwähnt, dennoch potenziell gesundheitsgefährdende Konzentrationen auf. Räumliche Unterschiede zwischen den Gärten und dem Referenzstandort in Folge der unterschiedlichen Entfernung zu Haldenkörpern konnten nicht festgestellt werden. Hierfür waren die räumlichen Abstände zwischen Referenzfläche und der Gartenanlage in dieser Arbeit nicht ausreichend.

5.3 Akkumulation von potenziell toxischen Spurenelementen in Pflanzenteilen

5.3.1 Grundlagen zur Aufnahme von PTS in Pflanzen

Die Verfügbarkeit von Metallen für die pflanzliche Aufnahme und ihre Mobilität innerhalb des Pflanzengewebes steht in engem Zusammenhang mit artspezifischen physiologischen Prozessen in der Rhizosphäre, der Elementaufnahme und -allokation (Sandeep et al. 2019). Die Translokation bzw. die Verlagerung der PTS in den Pflanzen hängt von vielen Faktoren ab, wie der Anwesenheit konkurrierender Kationen, der Einbindung der PTS in Liganden, dem pH-Wert, dem Redoxpotential, Hydrolyse- und Polymerisationsprozessen sowie der Bildung von unlöslichen Fällungsprodukten. Der Transport der PTS über längere Strecken in höheren Pflanzen ist zudem abhängig von Struktur und Eigenschaft des Leitgewebes (Xylem und Phloem), dem Ernährungszustand, Pflanzenalter sowie Umwelteinflüssen (Witterung, Transpirationsintensität) (Kabata-Pendias 2010; Stefanowicz et al. 2016; Schilling et al. 2021). Das Verteilungs- und Akkumulationsmuster von Spurenelementen variiert somit stark in Abhängigkeit von dem betrachteten Element, der Pflanzenart und der Vegetationsperiode (Kabata-Pendias 2010).

Von den untersuchten PTS haben As, Pb und Cd keine physiologische Funktion in Landpflanzen, Zn hingegen ist eingebunden in zahlreiche Prozesse des Carbohydrat-, Nukleinsäure- und Lipidmetabolismus (Memon et al. 2001; Kabata-Pendias 2010). Hohe Gehalte von PTS im pflanzlichen Gewebe führen zu unterdrücktem Wachstum (Kabata-Pendias 2010) und der Abwesenheit von bestimmten Aminosäuren (Ashraf et al. 2011). Konkrete Forschungen von Maslennikov et al. (2018) an *Ribes alpinum* unter Schwermetalleinfluss zeigten verringerte Polyphenolgehalte und erhöhten oxidativen Stress. Viele Studien belegen, dass die Akkumulation von PTS in Pflanzen vorrangig in vegetativen Pflanzenteilen erfolgt, weshalb in Blattgemüse wie Spinat, Salat und Blumenkohl hohe Elementbelastungen erwartet werden müssen (Golia et al. 2008; Pajevic et al. 2018; Sandeep et al. 2019; Zwolak et al. 2019). Reproduktionsorgane wie Blüten, Früchte und Samen enthalten dagegen meist niedrigere Elementkonzentrationen, was als in der Literatur als Konsequenz des physiologischen Selbstschutzes von Pflanzen (und ihrer Nachkommen) diskutiert wird (Singh et al. 2012; Pajevic et al. 2018).

Darüber hinaus muss darauf verwiesen werden, dass die Schwermetallkonzentrationen in untersuchten Pflanzen, auch bei Individuen einer Pflanzenart und eines Probestandorts, große Variationen zeigten. Es gibt offenbar auch ein individuell unterschiedliches Akkumulationsvermögen (Golia et al. 2008; Kabata-Pendias 2009; Nouri et al. 2009; Charlesworth et al. 2015; Zwolak et al. 2019). Dabei ist die Höhe der PTS-Aufnahme abhängig von den Bodeneigenschaften wie der Bodenart und dem Tongehalt sowie von Temperatur und Feuchtigkeit, SOM und pH-Wert, dem Ernährungsstatus der Pflanze und dem Erntezeitpunkt (Djingova & Kuleff 2006; Golia et al. 2008; Nouri et al. 2009; Kabata-Pendias 2010; Ashraf et al. 2011; Sandeep et al. 2019; Zwolak et al. 2019). Ein saurer Boden-pH-Wert und eine niedrige KAK (durch geringe SOM Gehalte < 4 %) werden in vielen Publikationen als Hauptgrund für eine vermehrte Schwermetallverlagerung in Pflanzen genannt (Kachenko & Singh 2006). Untersuchungen zeigten, dass pH-Werte zwischen 7,1 und 8,1 und höhere SOM-Gehalte die Bioverfügbarkeit von PTS verringern und die Schwermetallaufnahme verhindern können (Zwolak et al. 2019). Als Grundverfahren zur Verringerung der PTS-Mobilität wird Kalkung genannt, ebenso die Düngung mit Phosphat, das zudem die Assimilation von Schadelementen, insbesondere von Arsen, beeinflusst. Unabhängig davon wird Cadmium jedoch auch sehr leicht von Pflanzen aufgenommen (Kachenko & Singh 2006; Zwolak et al. 2019). Hier wird eine in Konkurrenz stehende Aufnahme zwischen Cd^{2+} und anderen zweiwertigen, für die

Pflanze physiologisch essentiellen Elementen wie Ca, Mg und Fe vermutet, wenn es durch die Membranen und über die Bindungsstellen von Kationen-Transportern der Pflanze transportiert wird (Affum et al. 2020).

5.3.2 Arsen in den untersuchten Pflanzen

Arsen als ubiquitäres Element der oberen Lithosphäre ist in seinen Verbindungen zwar relativ leicht löslich, wird jedoch schnell durch eine sehr starke Adsorption an Tone, Hydroxide und SOM an einer Migration mit der Bodenlösung gehindert. Arsenat AsO_4^{3-} verhält sich wie Phosphat PO_4^{3-} und tritt damit in Konkurrenz zu der Vielzahl weiterer komplexer Anionen, die im pH-Wert-Bereich 7 bis 9 sorbiert und in den Pflanzen transportiert werden (Kabata-Pendias 2010, Panda 2010). Studien verweisen darauf, dass Phosphate As im Boden mobilisieren können, was dessen Löslichkeit im Boden erhöht (Zwolak et al. 2019). Da As allerdings bei der Pflanzenaufnahme mit Phosphat konkurriert, sinkt die Arsenbelastung von Pflanzen meist mit einem erhöhten Anteil von pflanzenverfügbarem Phosphat im Boden (Meharg & Hartley-Whitaker 2002; Lou et al. 2014). Von den in dieser Studie betrachteten Pflanzenarten (Abb. 4) waren insbesondere *P. lanceolata* aus Garten 1, *L. perenne* und *A. capillaris* aus Garten 2 sowie *L. perenne* aus Garten 3 und *A. capillaris* von der Referenzfläche bzgl. erhöhter Arsenkonzentrationen auffallend. In *P. lanceolata* war As dabei ausschließlich in Garten 1 nachweisbar, wo auch die höchsten extrahierbaren As-Konzentrationen festgestellt werden konnten (Abb. 3). Hohe As-Konzentrationen wurden auch in *A. capillaris* und *L. perenne* von Garten 2 gefunden, während für *P. lanceolata* die As Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze lag, obwohl in den Böden potentiell pflanzenverfügbares As vorhanden war (Abb. 3). Diese Ergebnisse könnten auf eine Regulierung der Elementaufnahme durch *P. lanceolata* hinweisen. So wird dieser Exklusionsmechanismus von Meharg & Hartley-Whitaker (2002) u. a. für *P. lanceolata* beschrieben. Gleichzeitig weisen die Autoren auf den unmittelbaren Zusammenhang des Phosphat-Ernährungszustandes von *P. lanceolata* mit der Arsenaufnahme hin (s.o.). So könnten die hohen As-Konzentrationen in *A. capillaris* in Garten 2 auf einer Interaktion von Phosphat und Arsenat resultieren, bei dem die vergleichbar hohen Phosphatkonzentrationen in Garten 2 eine Mobilisierung von As im Boden begünstigten (Tabelle 4), allerdings noch nicht die As-Aufnahme in die Pflanzen hemmten. Darüber hinaus war der Oberboden von Garten 2 durch sehr hohe SOM-Gehalte gekennzeichnet (Tabelle 4), was die Verfügbarkeit von As ebenfalls begünstigt. So zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Organikgehalt des Bodens und dem austauschbaren As-Anteil im Boden (Tabelle 9), was auch hohen As-Gehalte in *A. capillaris* (9 mg/kg) und *L. perenne* (4.3 mg/kg) auf diesen Flächen erklären könnte.

Bei den Obst- und Gemüsepflanzen zeigten die in allen drei Gärten beprobten Individuen von *R. idaeus* mit Werten zwischen 3,9 bis 4,8 mg/kg As eine deutliche Aufnahme von As; es wurde jedoch keine direkte Abhängigkeit zwischen der As-Konzentration im Boden und in den Pflanzen gefunden. Sehr hohe As-Belastungen (11,2 mg/kg) wurden in *R. rhabarbarum* in Garten 1 nachgewiesen. In Anbetracht der hohen As-Konzentrationen bei *R. rhabarbarum* und *R. idaeus* in Garten 1 im Zusammenhang mit einer vergleichsweise niedrigen Phosphat-Versorgung des Bodens ist es wahrscheinlich, dass hier die o. g. Unterversorgung mit Phosphat bestand, die zu einer erhöhten As-Aufnahme führte. In Rhabarber begünstigt zudem der hohe Oxalsäuregehalt in den Pflanzenteilen sowie in den Wurzelabscheidungen die Elementakkumulation. In den beprobten Individuen von *F. ananassa* – sowohl im ebenerdigen als auch im Hochbeet – konnte kein As nachgewiesen werden. Dies bestätigt die Ergebnisse von De las Torres et al. (2020), nach denen *F. ananassa* As bevorzugt in den Wurzeln einlagert und weniger in Stängeln und Früchten. Auch *Ribes spec.* in den Gärten 1 und 3 zeigte kein signifikantes Akkumulationsverhalten, ebenso wie *D. carota* im Hochbeet von Garten 3.

5.3.3 Blei in den untersuchten Pflanzen

Blei ist das am wenigsten mobile Element unter den Schwermetallen (Kabata-Pendias 2010), weshalb hohe Pb-Gehalte von Pflanzen (mit Ausnahme von Brassicaceae, siehe Golia et al. 2008) meist aus einer Verunreinigung von Pflanzenteilen und Früchten mit anhaftenden Bodenpartikeln resultieren. Von den untersuchten Gräsern und Kräutern (Abb. 4) akkumulierten *Lolium perenne* und *Agrostis capillaris* Pb vor allem in Garten 3. Die aus dem Boden lösliche Pb-Konzentration von 20,4 mg/kg wird fast identisch von *L. perenne* wiedergespiegelt und *A. capillaris* zeigte eine Anreicherung auf 34,5 mg/kg (Abb. 4). Obwohl in Garten 2 generell höhere Gesamtgehalte und lösliche Elementgehalte vorlagen (Abb. 2, 3), lagen die Konzentrationen für Pb in den untersuchten Pflanzen deutlich niedriger als in den gleichen Pflanzenarten, die in Garten 3 beprobt wurden. Die geringsten Pb-Konzentrationen lagen in den Pflanzen von Garten 1 vor, wo auch die niedrigsten Werte von extrahierbarem Blei gefunden wurden (Abb. 3). *Lolium perenne* wird von Pichtel & Salt (1998) als fakultativer Metallophyt bezeichnet, d. h. diese Art verfügt über die Fähigkeit, viel Blei aufzunehmen. Von selbigen Autoren wird *Agrostis capillaris* als Pseudometallophyt eingeordnet, der doppelt so hohe Schwermetallgehalte als alle anderen der untersuchten Grasarten aufwies. Charlesworth et al. (2015) beobachteten bei *L. perenne* eine bevorzugte Einlagerung von Schwermetallen im Stängel, ebenso bei *A. capillaris*, wobei jedoch auf individualspezifische Unterschiede hingewiesen wurde. Da Pb eine hohe Affinität zu organischer Substanz im Boden besitzt (Kabata-Pendias 2010), könnten die niedrigen Pb-Konzentrationen in den Pflanzen von Garten 2 auf einer Immobilisierung des Elementes in dem humusreichen Bodensubstrat dieser Untersuchungsfläche resultieren (Tabelle 4). Dieser Prozess könnte

zusätzlich durch eine Interaktion von Blei mit den hohen Phosphatgehalten (Tabelle 4) unterstützt worden sein (Zwolak et al. 2019).

In den untersuchten Obst- und Gemüsepflanzen wurde Pb lediglich bei *Fragaria ananassa* in den ebenerdigen Beeten der Gärten 1 und 2 detektiert (Abb. 4; Tabelle A2), wobei die Konzentrationen im Vergleich zu *Agrostis capillaris* um den Faktor 4 niedriger waren. Auch Cieslinski & Mercik (1993), Pinamonti et al. (1997), Kachenko & Singh (2006) und Stefanowicz et al. (2016) konnten nur eine geringe Verlagerung von Pb in Erdbeerfrüchte oder vegetative Organe anderer Pflanzenarten nachweisen.

5.3.4 Cadmium in den untersuchten Pflanzen

Im Vergleich zu Blei zeigt das geochemisch stark mit Zink assoziierte Cadmium eine deutlich höhere Mobilität und wird durch die chemischen Ähnlichkeiten zu Cd stärker in Pflanzen verlagert. Generell steigt die Cd-Aufnahme in Pflanzen mit sinkendem Boden pH-Wert, wobei die Wurzel-Spross-Verlagerung in Form von metallorganischen Komplexen erfolgt (Kabata-Pendias 2010). Dadurch zeigt die Aufnahme von Cd in Pflanzen häufig große Unterschiede zwischen verschiedenen Pflanzenarten und den unterschiedlichen Pflanzenteilen. Die Akkumulation erfolgt sowohl in Blättern als auch in Früchten, wobei die vegetativen Organe meist höhere Konzentrationen aufweisen (Pinamonti et al. 1997), was insbesondere in Nahrungspflanzen wie Blattgemüse oder Rhabarber problematisch ist (Kachenko & Singh 2006). In der Literatur wird die Cd-Anreicherung in Nahrungspflanzen deshalb mit steigenden Konzentrationen in der Reihenfolge Hülsenfrüchte < Melonengemüse < Lauchgemüse < Wurzelgemüse < Nachtschattengewächse < Blattgemüse beschrieben (Zwolak et al. 2019).

Bei den Untersuchungen der Pflanzen in den Gartenanlagen konnten nur für *P. lanceolata* direkte Zusammenhänge zwischen der Elementkonzentration im Boden (Abb. 2, 3) und den Pflanzengehalten (Abb. 4) gefunden werden, wobei die gesammelten Individuen in Garten 2 die höchsten Elementkonzentrationen zeigten. Nach Muhammad et al. (2012) und Pollard (1980) kann *P. lanceolata* als Indikatorpflanze für Cd bezeichnet werden, was die Beobachtungen in dieser Studie bestätigen. Für die anderen untersuchten Pflanzenarten waren diese Zusammenhänge allerdings nicht zu beobachten. Die höchsten extrahierbaren Elementkonzentrationen in Garten 2 (Abb. 3) führten nicht zu einer erhöhten Aufnahme in die beprobten Pflanzen, was möglicherweise auf einen hohen Humusgehalt und den vergleichsweise hohen Boden-pH zurückzuführen ist (Tabelle 4), wodurch die Bindung von Cd an Bodenkolloide die Aufnahme in Pflanzen verringert wurde (Tyler & Olsson 2001). Die höchsten Cd-Konzentrationen wurden in den gesammelten Pflanzen von Garten 1 gefunden (*R. idaeus*: 0,74 mg/kg und *R. rhabarbarum*: 1,6 mg/kg) (Abb. 4; Tabelle A2). Lediglich bei zwei der beprobten Pflanzen konnte kein Cadmium nachgewiesen werden: *F. ananassa* in Garten 3 und *Ribes spec.* vom Hochbeet in Garten 1. Insbesondere können die niedrigen Cd-Gehalte in *F. ananassa* durch eine geringe Wurzel-Spross und Spross-Frucht-Verlagerung von Cd in dieser Art erklärt werden (Kabata-Pendias 2010).

5.3.5 Zink in den untersuchten Pflanzen

Im Vergleich zu As, Cd und Pb ist Zn ein essentieller Pflanzennährstoff und hat zahlreiche Funktionen in metabolischen Prozessen. Pflanzen akkumulieren Zn sowohl in ihren Wurzeln als auch in älteren Blättern und sind in der Lage, es von dort bei Zinkmangel auch wieder zu mobilisieren (Nouri et al. 2009). Aufgrund der physiologischen Relevanz dieses Elementes zeigen die meisten Pflanzen eine hohe Toleranz gegenüber stark erhöhten Zn-Konzentrationen (Kabata-Pendias 2010). Ähnlich wie für Cd (siehe Abschnitt 5.3.3) konnte auch für Zn die höchsten Konzentrationen in den Proben von *P. lanceolata* aus Garten 2 gefunden werden (Abb. 4), was auf eine hohe Verfügbarkeit (Abb. 3) für diese Zeigerpflanze zurückgeführt werden kann (vgl. Muhammad et al. 2012). Für die anderen untersuchten Pflanzenarten konnten keine Wechselbeziehungen zwischen den Bodeneigenschaften und den Zn-Konzentrationen gefunden werden. Die Zn-Konzentrationen lagen in den gesammelten Gräsern und Kräutern im Mittel bei 73 mg/kg, was den typischen Elementkonzentrationen in gut nährstoffversorgten Pflanzen entspricht (Nouri et al. 2009). Obwohl für *R. rhabarbarum* in der Literatur eine Zn-Akkumulation beschrieben wurde (Kachenko & Singh 2006) konnte diese anhand der in den Gärten gesammelten Proben nicht festgestellt werden.

5.4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die untersuchten Kleingärten waren durch das bergbaulich geprägte Umfeld und ihre Nähe zu den Montanhalden und der früheren Hüttenindustrie mit den potentiell toxischen Spurenelementen (PTS) As, Pb, Cd und Zn belastet. Dies betraf sowohl die Böden als auch die darauf wachsenden Gräser, Kräuter, Obst- und Gemüsepflanzen. Die Erosion aus den angrenzenden Halden sowie Einträge aus Rauchgasen der früheren Hüttenindustrie führten zu einer jahrzehntelangen Anreicherung von PTS in den Böden.

Pflanzen sind in unterschiedlichem Ausmaß in der Lage, PTS aufzunehmen und in ihre oberirdischen Gewebeteile zu verlagern. Ihre Fähigkeit zur Aufnahme, Akkumulation bzw. Translokation ist sowohl boden- als auch pflanzenassoziiert (Nouri et al. 2009). Werden PTS-belastete Gräser als Grasschnitt kompostiert und dann als Humus zur Bodenaufwertung in den Kleingärten verwendet, können sie zu einer zusätzlichen Anreicherung von der Schadelemente in den Böden beitragen.

Die in dieser Arbeit untersuchten Gräser *L. perenne* (Deutsches Weidelgras) und *A. capillaris* (Rotes Straußgras) zeigten eine Anreicherung von As in Garten 3 und von Pb und Zn in den Gärten 1 und 3. Daher kann die Nutzung von Grünschnittkompost in diesen Gärten nicht uneingeschränkt empfohlen werden. Hohe Schwermetallkonzentrationen konnten in diesen Untersuchungen vor allem in Früchten der Himbeere (*R. idaeus*) und den Stängeln und Blättern von Rhabarber (*R. rhabarbarum*) aus Garten 1 gefunden werden, was vermutlich auf den niedrigen Bodenhumusgehalt zurückzuführen war. Auch wiesen die Erdbeeren (*F. ananassa*) aus Garten 2 vergleichsweise hohe Pb-Belastungen auf. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit eines standortspezifischen Bodenmanagements zur Einstellung eines ausreichenden Humusgehaltes und eines neutralen Boden-pH (Kalkung). Dabei wird empfohlen, auf möglichst unbelasteten Humus zurückzugreifen, denn die Rolle von Humus auf die Elementverlagerung in Pflanzen ist ein zweischneidiges Schwert: Die Einbringung von unbelastetem Humus ist uneingeschränkt positiv zu werten und führt bei einem neutralen pH-Wert (zusätzliche Kalkung bis pH 7) zu einer Bindung der Elemente im Boden, wodurch die Verlagerung in Pflanzen verhindert werden kann. Sind die Elemente allerdings bereits im verwendeten Humus vorhanden, dann können diese Elemente leicht wieder freigesetzt werden, was insbesondere bei einer sauren oder alkalischen Bodenreaktion zu einem verstärkten Transport der Elemente in Pflanzen führt.

Die erhobenen Daten zeigen auch, dass die Nutzung von Hochbeeten die Belastungssituation der Nahrungspflanzen deutlich verbessern kann. Alle untersuchten Nahrungspflanzen in Hochbeeten wiesen dabei unbedenkliche Elementkonzentrationen auf.

Die berechneten Grenzwerte für die maximal tolerierbaren Aufnahmemengen (Tabelle 10, Abb. 4) geben in Verbindung mit den PTS-Konzentrationen Auskunft darüber, wieviel Milligramm des jeweiligen PTS ein durchschnittlicher erwachsener Mensch bei der Aufnahme von einem Kilogramm der angegebenen essbaren Pflanzenteile innerhalb einer Woche zu sich nehmen würde und ob er damit die Referenzwerte überschreiten würde. Für As werden diese wöchentlichen Referenzwerte in den gesammelten Himbeeren (*R. idaeus*) in allen drei beprobten Gärten um den Faktor 10 bis 12 überschritten, bei dem aus Garten 1 stammenden Rhabarber (*R. rhabarbarum*) um das 30-fache und in Johannisbeeren (*Ribes spec.*) im Hochbeet des Garten 1 um das Dreifache. In den Erdbeerfrüchten (*F. ananassa*) aus Garten 2 wurde eine Überschreitung der Referenzmenge von 1,88 mg/kg um das 1,8-fache ermittelt. Die Referenzmenge von Cd würde bei der wöchentlichen Aufnahme von einem Kilogramm Himbeeren und Rhabarber aus Garten 1 um den Faktor 1,4 bzw. 3,1 überschritten.

Es muss an dieser Stelle allerdings betont werden, dass der Verzehr kleinerer haushaltsüblicher Mengen der Früchte als unbedenklich angesehen werden kann. Dabei muss auch beachtet werden, dass es sich bei den betrachteten Grenzwerten um die wöchentliche Gesamtaufnahme des Elementes handelt, sodass auch die Nutzung mehrerer Nahrungspflanzen mit niedrigeren Elementkonzentrationen zu einer Überschreitung der Grenzwerte führen kann. Das jeweilige Risiko einer erhöhten Elementzufuhr muss deshalb stets einzelfallbezogen geklärt werden und kann nicht im Rahmen der in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse geklärt werden.

6. Extended Summary

The area of Freiberg exhibits an extensive mining history. The beginning of mining in Freiberg is dated to the year 1168. Mining experienced several high phases, the last from 1937, when operation was resumed in the Himmelfahrt Fundgrube with the mines “Reiche Zeche” and “Alte Elisabeth” shafts, mainly to extract non-ferrous metals for the economy of the GDR after 1945. In 1969, mining finally ceased (Freyer 1988). The facilities of the Himmelfahrt Fundgrube were returned to the TU Bergakademie Freiberg in 1981 to serve as a research and teaching mine (Grund & Bayer 2022). The smelting that took place directly on site and the subsequent distribution of the smelting residues from it, as well as a strong dispersion of the pollutants through the air (Held 1997), were accompanied by an almost area-wide element contamination of the soil. Especially the tailings, which are a product of the flotation process used in the 20th century, are sources of potentially toxic trace elements (PTEs) (Fritz & Jahns 2017). They are mostly located in stream or river valleys and pose considerable environmental hazards for the downstream aquatic ecosystems due to rain leaching. In addition to the anthropogenically enriched element concentrations in the soil, there are high geogenic background concentrations of non-ferrous metals, which made mining in the Freiberg area attractive in the first place. In the further development of the areas around the Himmelfahrt Fundgrube with its shafts, residential areas and allotment gardens were created in addition to industrial areas. These gardens offer a high potential for contact between people and the contaminants, especially through the consumption of vegetables and fruits (Held 1997). Here, we studied the accumulation of pollutants (As, Cd, Pb, Zn) in soils and different plants species of selected allotment gardens in the immediate vicinity of the Himmelfahrt Fundgrube in Freiberg. We determined the total concentrations in soil and plant samples as well as potentially bioavailable forms by applying a two-step sequential extraction analysis. The investigated elements are of great importance in Freiberg's mining history and show highly elevated background levels in the local soils. The annex 2 of the Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance) (BBodSchV 1999) serves as a reference for the heavy metal content in soil. These test values apply to the direct impact path between soil and humans. For the present study, the most strict values were used apply to playgrounds, since allotment gardens, especially in urban areas, are often used by families for leisure activities

and not exclusively for growing plants. According to LfULG (2010), the mean value of the arsenic content in the study area of 140 mg/kg is far above the test value of 25 mg/kg. Lead and Cd also exceed the respective test values many times. For Pb, the precautionary value is 70 mg/kg, but is detected on average at 425 mg/kg (LfULG 2010). The Cd concentration of 3.45 mg/kg is significantly lower than that of As and Pb, but the precautionary value is 1 mg/kg (LfULG 2010).

Compared to soil, it is more difficult to set concentration thresholds for element contents in plants, especially those intended for human consumption. Since heavy metals affect the human body differently and people react differently to various heavy metal concentrations, only approximate values can be given as a reference for the plant samples. Children are more at risk than adults in this regard. Morais et al. (2012) reports element concentrations for As, Pb and Cd in milligrams per kilogram of body weight as "potential tolerable weekly intake" (PTWI). Accordingly, in our study these values were extrapolated for an average adult of 75 kg body weight. The maximum tolerable values for Zn intake (Siegl 2020) were also calculated.

The grasses *L. perenne* und *A. capillaris* collected in the allotment gardens showed an accumulation of As, Pb and Zn in garden 3 as well as Cd and Pb in garden 1, indicating that the use of grass compost in the gardens could lead to the accumulation of elements in soils. In garden 1, fruit of *R. idaeus* und *R. rhabarbarum* contained considerable concentrations of As and Cd, most probably because of the low SOM content of the soil. Moreover, fruit of *F. ananassa* collected in garden 2 showed a measurable Pb-contamination. This highlights the need for a site-specific soil management targeting an optimal SOM content and neutral soil-pH.

In all three gardens the element concentrations *R. idaeus* exceeded the PTWI of As by a factor of 10–12. Also, for *R. rhabarbarum* collected in garden 1 the element concentrations *R. idaeus* exceeded the PTWI by a factor of 30 and *Ribes spec.* by a factor of three. Furthermore, fruit of *F. ananassa* collected in garden 2 contained considerable concentrations of Pb which exceeded the PTWI of 1,88 mg/kg by a factor of roughly 2 and the consumption of one kilogram fruit of *R. idaeus* und *R. rhabarbarum* would clearly exceed the PTWI of Cd by a factor of 1.2–3.

It has to be noticed that, of course, consumption of small amounts of the fruits will be clearly harmless. We emphasize that the calculated PTWI represent the maximum total weekly intake when all element sources are considered. Thus consumption of large amounts of contaminated food can be harmful even when the concentrations are low, and consequently, the individual risk must be evaluated on a subject-related basis which was not the major objective of this study.

7. Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Auflage 5. - Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- Affum, A.O., Osa, S.D., Kwaansa-Ansah, E.E. & Miyittah, M.K. (2020): Quality assessment and potential health risk of heavy metals in leafy and non-leafy vegetables irrigated with groundwater and municipal-waste-dominated stream in the Western Region, Ghana. *Heliyon* 6(12):e05829. DOI: 10.1016/j.heliyon.2020.e05829.
- Aide, M., Beighly, D. & Dunn, D. (2016): Arsenic in the Soil Environment: A Soil Chemistry Review. *International Journal of Advance Agricultural Research* 11: 1-28.
- Amelung, W., Blume, H., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B. (2018): Lehrbuch der Bodenkunde. Springer-Verlag GmbH, 17. Auflage, Berlin.
- Ashraf, M.A., Maa, M.J. & Yusoff, I. (2011): Heavy metal accumulation in plants growing in ex tin mining catchment. *International Journal of Environmental Science Technique* 8: 401-416.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz.
- Charlesworth, S.M., Bennett, J. & Waite, A. (2016): An evaluation of the use of individual grass species in retaining polluted soil and dust particulates in vegetated sustainable drainage devices. *Environmental Geochemistry and Health* 38: 973-985.
- Chuang, M.C., Shu, G.Y. & Liu, J.C. (1996): Solubility of heavy metals in a contaminated soil: effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution* 90: 543-556.
- Cieslinski, G. & Mercik, S. (1993): Lead uptake and accumulation by strawberry plants. *ISHS Acta Horticulturae* 348: 281-286.
- De las Torres, A.I., Giraldez, I., Martinez, F., Palencia, P., Corns, W.T. & Sanchez-Rodas, D. (2020): Arsenic accumulation and speciation in strawberry plants exposed to inorganic arsenic enriched irrigation. *Food Chemistry* 315: 126215. DOI: 10.1016/j.foodchem.2020.126215.
- DIN (Hrsg.) (1997): Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. DIN 19730, Beuth Verlag, Berlin
- Dittrich, C., Gustav, K., Benyr, V., Drechsler, L., Häuser, L., Kadner, J., Kunisch, N., Leucht, T., Opitz, T., Rom, A., Röder, E., Schmidt, E., Schramm, S., Zerbs, M., Oettel, P., Meißner, S., Wiche, O. (2020): Bioverfügbarkeit von potentiell toxischen Spurenelementen im Oberboden der Schlackenhalde Hohe Esse (Halsbrücke). *Freiberg Ecology online* 7: 1-20.
- Djingova, R. & Kuleff, I. (2006): Seasonal variations in the metal concentration of *Taraxacum officinale*, *Plantago major* and *Plantago lanceolata*. *Chemistry and Ecology* 16: 239-253.
- Freyer, G. (1988): Freiburger Land - Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandsaufnahme im Gebiet um Langhennersdorf, Freiberg, Oederan, Brand-Erbisdorf und Weißenborn; Akademie-Verlag Berlin.
- Fritz, E., Jahns, C. (2017): Die Spülhalde Davidschacht in Freiberg – Geschichte, Umweltproblematik und geplante Sanierung. *Freiberg Ecology online* 2: 4-17.
- Golia, E. E., Dimirkou, A. & Mitsios, I. K. (2008): Influence of some soil parameters on heavy metal accumulation by vegetables grown in agricultural soils of different soil

- orders. *Bulletin of Environmental Toxicology* 81(1): 80-4. DOI: 10.1007/s00128-008-9416-7.
- Grund, K. & Bayer, M. (2022): Geschichte des Bergbaus in Freiberg. Letzter Zugriff: 08.05.2022 (<https://tu-freiberg.de/lfbw/geschichte>).
- Han, F. X., Banin, A., Kingery, W.L., Triplett, G. B., Zhou, L. X., Zheng, S. J. & Ding, W. X. (2003): New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. *Advances in Environmental Research* 8(1): 113-120.
- Hecht, C., Messinger, F., Assan, E. & Wiche, O. (2017): Einfluss der Vegetation auf die Konzentration von potentiell toxischen Spurenelementen, Germanium und Lanthan in Porenwässern von Spülsanden der David-schachthalde Freiberg. *Freiberg Ecology online* 2: 113-137.
- Heilmeyer, H., Achtziger, R., Günther, A., Richert, E. & Wiche, O. (2016): Bergbaufolgelandschaften – ideale Standorte zur Anwendung von Prinzipien der Ökologie. In: Groß, U. (Hrsg.): *Glanzlichter der Forschung an der TU Bergakademie Freiberg – 250 Jahre nach ihrer Gründung*. Chemnitzer Verlag, S. 451-459 [ISBN 978-3-944509-26-6].
- Held, T. (1997): *Schwermetalle: Chemische Zeitbomben in Stadtböden*. Bodennutzung als Steuergröße der Speicherkapazität. Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum.
- Hornburg, V., Welp, G. & Brümmer, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels CaCl₂ und NH₄NO₃. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 158(2): 137-145.
- Kabata-Pendias, A. (1993): Behavioral properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry* 8, Supplement 2: 3-9.
- Kabata-Pendias, A. (2010): *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 4. Aufl., 548 S.
- Kachenko, A.G. & Singh, B. (2006): Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water, Air and Soil Pollution* 169: 101-123.
- LfULG Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2010): *Evaluierung Resorptionsverfügbarkeit*. Schriftenreihe, Heft 3/2010.
- LfLUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2022): *Geoportal Sachsenatlas GeoSN*. Letzter Zugriff: 09.02.2022 (<https://geoportal.sachsen.de/cps/karte.html?showmap=true>).
- LFZ (Landesforschungszentrum e.V. Dresden) (2022): *Naturräume Sachsen*. Letzter Zugriff: 12.05.2022 (<https://ioer.maps.arcgis.com/apps/instant/sidebar/index.html?appid=d5e03e6b6ea64e588bd2fe92021604ff>).
- Lou, L., Shi, G., Wu, J. H., Zhu, S., Quian, M., Wang, H. Z. & Cai, Q. (2014): The influence of phosphorus on arsenic uptake/efflux and As toxicity to wheat roots in comparison with sulfur and silicon. *Journal of Plant Growth Regulation* 34: 242-250.
- Maslennikov, P.V., Chupakhina, G.N., Skrypnik, L.N., Feduraev, P.V. & Melnik, A.S. (2018): Assessment of the antioxidant potential of plants in urban ecosystems under conditions of anthropogenic pollution of soils. *Russian Journal of Ecology* 49(5): 384-394.
- Meharg, A.A. & Hartley-Whitaker, J. (2002): Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist* 154(1): 29-43.
- Memon, A. R., Aktoprakligil, D., Özdemir, A. & Vertii, A. (2001): Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal of Botanic* 25(3): 111-121.
- Midula, P., Wiche, O., Wiese, P. & Andráš, P. (2017): Concentration and bioavailability of heavy metals, germanium, and rare earth elements in contaminated area of the Davidschacht dump field in Freiberg (Saxony). *Freiberg Ecology online* 2: 101-112.
- Monei, N., Hitch, M., Heim, J., Pourret, O., Heilmeyer, H. & Wiche, O. (2022): Effect of substrate properties and phosphorus supply on facilitating the uptake of rare earth elements (REE) in mixed culture cropping systems of *Hordeum vulgare*, *Lupinus albus* and *Lupinus angustifolius*. *Environmental Science and Pollution Research*. DOI: 10.1007/s11356-022-19775-x.
- Morais, S., Garcia e Costa, F. & de Lourdes Pereira, M. (2012): 10. Heavy metals and human health. In: Oosthuizen, J. (Hrsg.): *Environmental Health – Emerging Issues and Practice*, IntechOpen, 227-246.
- Muhammad, I., Puschenreiter, M. & Wenzel, W.W. (2012): Cd and Zn availability as affected by pH manipulation and its assessment by soil extraction, DGT and indicator plants. *Science of Total Environment* 416: 490-500.
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Krami, M., Hassani, A.H. & Yousefi, N. (2009): Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environmental Earth Science* 59: 315-323.
- Pajevic, S., Arsenov, D., Nikolic, N., Borisev, M., Orcic, D., Zupunski, M. & Mimica-Dukic, N. (2018): Heavy metal accumulation in vegetable species and health risk assessment in Serbia. *Environmental Monitoring Assessment* 190: 459. DOI: 10.1007/s10661-018-6743-y.
- Panda, S.K., Upadhyay, R.K. & Nath, S. (2010): Arsenic Stress in Plants. *Journal of Agronomy and Crop Science* 196: 161-174.
- Pichtel, J. & Salt, C.A. (1998): Vegetative Growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes. *Journal of Environmental Quality* 27: 618-624.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F. & Zorzi, G. (1997): The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling* 21(2): 129-143.
- Pollard, A.J. (1980): Diversity of metal tolerances in *Plantago lanceolata* L. from the Southeastern United States. *New Phytologist* 86(1): 109-117.
- Rule, J.H. (1999): Trace metal cation adsorption in soils: Selective chemical extractions and biological availability. *Studies in Surface Science and Catalysis* 120: 319-349.
- Sandeep, G., Vijayalatha, K.R. & Anitha, T. (2019): Heavy metals and its impact in vegetable crops. *International Journal of Chemical Studies* 7(1): 1612-1621.
- Schilling, L., Döring, S., Kunz, L.-S. & Wiche, O. (2021): Akkumulation von Spurenelementen in Kulturpflanzen in Abhängigkeit der Substrateigenschaften, Bodenlösungschemie und N-Düngung. *Freiberg Ecology online* 8: 1-18.
- Schmidt, P.A., Hempel, W., Denner, M., Döring, N., Gnüchtel, A., Walter, B. & Wendel, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation mit Karte 1:200 000. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (2002): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*, Dresden, 231 S.
- Schwabe, R., Senges C. H. R., Bandow, J. E., Heine, T., Lehmann, H., Wiche, O., Schlömann, M., Levicán, G., Tischler, D. (2020): Cultivation dependent formation of siderophores by *Gordonia rubripertincta* CWB2. *Microbiological Research* 238, 126481.

- Shan, X.Q., Lian, J. & Wen, B. (2002): Effect of organic acids on adsorption and desorption of rare earth elements. *Chemosphere* 47(7): 701-710.
- Sheoran, V., Sheoran, A.S. & Poonia, P. (2016): Factors Affecting Phytoextraction: A Review. *Pedosphere* 26(2): 148-166.
- Siegl, T. (2020): Zink – Wirkungen von Zink auf die Gesundheit des Menschen. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Letzter Zugriff: 20.05.2022 (<https://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/schwermetalle/zink/index.html>).
- Singh, S., Zacharias, M., Kalpana, S. & Mishra, S. (2012): Heavy metals accumulation and distribution pattern in different vegetable crops. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 4(4): 75-81.
- SLUB (2021): Bilddatenbank der Deutschen Fotothek. Sächsische Landesbibliothek – Staats- und Universitätsbibliothek Dresden, letzter Zugriff: 12.05.2022 (<https://www.deutschefotothek.de/gallery/freitext/Freiberg>).
- Statgraphics Technologies, Inc. (2020): StaGraphics Centurion. URL: www.statgraphics.com.
- Stefanowicz, A.M., Stanek, M., Woch, M.W. & Kapusta, P. (2016): The accumulation of elements in plants growing spontaneously on small heaps left by the historical Zn-Pb ore mining. *Environmental Science and Pollution Research* 23(7): 6524-34. DOI: 10.1007/s11356-015-5859-7.
- Tyler, G. & Olsson, T. (2001): Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. *European Journal of Soil Science* 52: 151–165.
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. & Pigna, M. (2010): Mobility and Bioavailability of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 10(3): 268-292.
- Wenzel, W.W., Kirchbaumer, N. & Prochaska, T. (2001): Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 436(2): 309-323.
- Wiche, O. (2016): Plant availability of germanium and rare earth elements in soils. Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg.
- Wiche, O., Zertani, V., Hentschel, W., Achtziger, R. & Midula, P. (2017): Germanium and rare earth elements in topsoil and soil-grown plants on different land use types in the mining area of Freiberg (Germany). *Journal of Geochemical Exploration* 175: 120-129.
- Wiche, O., Dreier, F., Ehrhardt, A., Gerisch, M.K., Jodoin, R., Keßler, S., Mißfeldt, T., Röder, M., Rumberg, C., Schulte, M.G. & Westhäuser, E. (2018): Mobilität von potentiell toxischen Spurenelementen in oberflächennahen Spülsanden der Spülhalde Davidschacht, Freiberg und deren Verlagerung in umliegende Flächen. *FECO 4*: 1-19.
- Wuana, R.A. & Okieimen, F.E. (2011): Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices Ecology*, Article ID: 402647.
- Zwolak, A., Sarzynska, M., Szpyrka, E. & Stawarczyk, K. (2019): Sources of Soil Pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: a review. *Water Air Soil Pollution* 230: 164. DOI: 10.1007/s11270-019-4221-y.

Anschriften der Autorinnen und Autoren:

Tobias Stefan: Tobias.Stefan@student.tu-freiberg.de
Marlen Drechsel: Marlen.Drechsel@student.tu-freiberg.de
Florian Kratz: Florian.Kratz@student.tu-freiberg.de
Melvin Kreißig: Melvin-Cyrrill.Kreißig@student.tu-freiberg.de
Artur Säuberlich: Artur.Saeuberlich@student.tu-freiberg.de
Juliane Schaefer: Juliane.Schaefer@student.tu-freiberg.de
Rebekka Wiedener: Rebekka.Wiedener@student.tu-freiberg.de
Robert Asch: Robert.Asch@gmx.de
Oliver Wiche*: Oliver.Wiche@ioez.tu-freiberg.de

* Korrespondierender Autor

8. Anhang

Tabelle A1: Arithmetische Mittelwerte der Elementgesamtkonzentrationen der potenziell toxischen Spurenelemente der Oberböden und Beetsubstrate. G1 – G3 = Garten 1 bis 3, R = Referenzfläche, E = humoser Oberbodenhorizont, Bv = verbrauchter Unterbodenhorizont, C = Untergrund-Horizont, EB = ebenerdiges Beet, HB = Hochbeet.

Table A1: Arithmetic mean values of the total element concentrations of the potentially toxic trace elements of the topsoils and bed substrates. G1 – G3 = garden 1 to 3, R = reference site, E = humose topsoil horizon, Bv = browned subsoil, C = bedrock, EB = ground level bed, HB = raised bed.

UE	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Zn [mg/kg]
G1 E	68,9 ± 52,3	586,1 ± 316,6	1,9 ± 1,1	590,8 ± 199,9
G1 Bv	259,7 ± 171,8	418,4 ± 218,4	1,2 ± 0,8	296,7 ± 225,1
G1 C	73,8 ± 0,5	948,5 ± 0,3	4,2 ± 0,6	442,6 ± 0,5
G2 E	146,5 ± 127,5	1023,2 ± 201,1	2,9 ± 1,3	1028,4 ± 112,1
G2 Bv	34,9 ± 7,8	267,6 ± 66,8	1,9 ± 1,0	363,9 ± 132,5
G2 C	34,7 ± 28,5	168,9 ± 130,5	1,5 ± 1,3	285,6 ± 207,6
G3 E	25,6 ± 11,5	465,1 ± 193,2	2,4 ± 0,6	647,3 ± 238,1
G3 Bv	15,7 ± 2,5	139,3 ± 35,5	1,1 ± 0,0	327,8 ± 47,1
G2 HB	416,4 ± 555,6	363,0 ± 123,3	0,5 ± 0,3	699,8 ± 83,8
G3 HB	11,7 ± 6,0	198,5 ± 191,9	0,4 ± 0,2	457,5 ± 303,3
G2 EB	71,6 ± 3,6	848,0 ± 108,3	1,2 ± 0,8	865,8 ± 129,8
G3 EB	152,0 ± 169,5	766,7 ± 107,4	2,6 ± 0,1	874,0 ± 73,9
RB E	60,2 ± 8,3	601,3 ± 159,1	1,5 ± 0,4	411,9 ± 107,0
RB Bv	20,4 ± 10,0	146,5 ± 98,5	1,3 ± 0,1	236,9 ± 47,3

Tabelle A2: Mittlere As-, Pb-, Cd- und Zn-Konzentrationen in den beprobten Pflanzen. G1 – G3 = Garten 1 bis 3, R = Referenzfläche, EB = ebenerdiges Beet, HB = Hochbeet. <NWG = unter der Nachweisgrenze.

Table A2: Mean As, Pb, Cd, and Zn concentrations in the sampled plants. G1 – G3 = garden 1 to 3, R = reference site, EB = ground level bed, HB = raised bed, <NWG = below detection limit.

Art	As	Pb	Cd	Zn
G1 <i>Plantago lanceolata</i>	1,7 ± 2,5	<NWG	0,78 ± 0,03	33,6 ± 0,2
G2 <i>P. lanceolata</i>	<NWG	2,6 ± 0,9	1,04 ± 0,01	85,8 ± 1,6
G3 <i>P. lanceolata</i>	<NWG	1,6 ± 0,1	0,79 ± 0,3	61,7 ± 6,9
G1 <i>Lolium perenne</i>	<NWG	2,2 ± 1,0	0,87 ± 0	80,0 ± 0,1
G2 <i>L. perenne</i>	4,3 ± 5,2	7,6 ± 2,1	0,21 ± 0,06	69,9 ± 46,3
G3 <i>L. perenne</i>	0,9 ± 1,3	16,6 ± 14,9	0,36 ± 0,21	114,2 ± 35,1
G1 <i>Agrostis capillaris</i>	<NWG	1,2 ± 0,2	0,68 ± 0,19	70,4 ± 7,2
G2 <i>A. capillaris</i>	8,9 ± 12,6	2,5 ± 2,5	0,42 ± 0,46	53,4 ± 11,2
G3 <i>A. capillaris</i>	<NWG	34,5 ± 42,6	0,59 ± 0,27	83,7 ± 23,4
RB <i>A. capillaris</i>	6,2 ± 12,5	2,9 ± 2,8	0,33 ± 0,15	77,4 ± 32,9
G1 <i>Fragaria ananassa</i> EB	<NWG	0,3 ± 0,5	0,3 ± 0,33	15,9 ± 7,1
G2 <i>F. ananassa</i> EB	<NWG	3,4 ± 1,1	0,15 ± 0,06	45,5 ± 7,8
G3 <i>F. ananassa</i> HB	<NWG	<NWG	<NWG	12,5 ± 17,8
G1 <i>Rubus idaeus</i>	4,2 ± 1,3	<NWG	0,74 ± 0,09	17,9 ± 1,4
G2 <i>R. idaeus</i>	3,8 ± 5,5	<NWG	0,17 ± 0,05	22,1 ± 1,1
G3 <i>R. idaeus</i>	4,7 ± 6,7	<NWG	0,07 ± 0,02	23,4 ± 0,02
G1 <i>Ribes spec.</i>	<NWG	<NWG	0,04 ± 0,01	15,1 ± 1,4
G1 <i>Ribes spec.</i> HB	1,1 ± 1,5	<NWG	<NWG	8,6 ± 1,6
G3 <i>Ribes spec.</i>	0,4 ± 0,5	<NWG	0,08 ± 0,01	32,2 ± 3,7
G1 <i>Rheum rhabarbarum</i>	11,2 ± 1	<NWG	1,64 ± 0,10	26,5 ± 0,6
G2 <i>R. rhabarbarum</i>	<NWG	<NWG	0,51 ± 0,10	14,8 ± 0,8
G3 <i>Daucus carota</i> HB	<NWG	<NWG	0,34 ± 0,04	29,5 ± 7,39