

## Bioverfügbarkeit von potentiell toxischen Spurenelementen im Oberboden der Schlackenhalde „Hohe Esse“ (Halsbrücke)

### Bioavailability of potentially toxic trace elements in the top soil of the slag heap “Hohe Esse” (Halsbrücke)

Christine Dittrich, Karsten Gustav, Vera Benyr, Lisa Drechsler, Lukas Häuser, Julian Kadner, Nicolle Kunisch, Tina Leucht, Tina Opitz, Alexandra Rom, Eric Röder, Eva Schmidt, Sebastian Schramm, Melanie Zerbs, Patrick Oettel, Sabine Meißner, Oliver Wiche

**Zusammenfassung:** Die zahlreichen Essen und Halden in der Freiburger Umgebung weisen auch heute noch auf den historischen Bergbau und die Verarbeitung der geförderten Metalle in der Region hin. Auf den Halden wurden die bei der Erzaufbereitung und der Verhüttung anfallenden schwermetallbelasteten Rückstände als Schlacken, Spülsande oder Spülschlämme abgelagert. Die Schlackenhalde „Hohe Esse“ (Halsbrücke) wurde von 1917 bis 1961 genutzt und ihr oberes Plateau Mitte der 1990er Jahre mit Bodenmaterialien aus Freiburger Baumaßnahmen abgedeckt und anschließend mit standorttypischen Laubholzarten begrünt. Jedoch fehlen nähere Informationen zur chemischen Beschaffenheit der aufgebrauchten Bodenmaterialien und der chemischen Beschaffenheit der darunterliegenden vorwiegend feinkörnigen Schlackenreste. Ziel dieser Arbeit war es, die Gesamtkonzentrationen und die leicht löslichen Anteile der Elemente Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Zink (Zn) sowie von Germanium (Ge) und Lanthan (La) in der oberen Bodenschicht zu untersuchen. Zudem wurden die Konzentrationen dieser Elemente in den Pflanzen *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras), *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) und *Salix spec.* (Weide) bestimmt, um den Boden-Pflanze-Transfer der Elemente in Abhängigkeit von den Standortbedingungen abzuschätzen. Die durchschnittlichen Gesamtelementkonzentrationen der untersuchten Elemente im Oberboden betragen für Pb 1,6 mg/g, Zn 0,9 mg/g, As 0,3 mg/g und Cd 7,2 µg/g. Damit überschreiten die genannten Elemente die geogenen Hintergrundkonzentrationen nach Kabata-Pendias (2011) um ein Vielfaches. Die Elementkonzentrationen für Ge lagen im Mittel bei 2,1 µg/g und für La bei 28,3 µg/g und entsprachen dagegen weitgehend den mittleren Erdkrustenkonzentrationen und den mittleren globalen Bodenkonzentrationen nach Kabata-Pendias (2011). Die Ge-Konzentrationen korrelierten signifikant positiv mit den mittleren Organikgehalten auf den Untersuchungsflächen. Die pH-Werte lagen auf der Halde in einem Bereich von 6,6 bis 8,2, wodurch sich sehr unterschiedliche Voraussetzungen für die Mobilität und den Boden-Pflanze-Transfer der untersuchten Elemente ergaben. Insbesondere wurde dies anhand der Pflanzenproben von *C. epigejos* deutlich, die auf den leicht sauren Flächen tendenziell höhere Konzentrationen an Cd, Pb und Zn enthielten. Bei der Mobilität der untersuchten Elemente ließ sich ein abfallender Trend in der Reihenfolge Cd > Zn > Pb > As > Ge > La feststellen. Auch konnten Unterschiede zwischen den Pflanzenarten festgestellt werden. So nahm *Salix spec.* die höchsten Konzentrationen an Zn, Cd und Pb auf; die höchsten Konzentrationen an Ge wies dagegen *C. epigejos* auf. Im Vergleich zu anderen Halden der Freiburger Region (Davidschacht und Münzbachtal) zeigten die oberflächennahen Substrate auf der untersuchten Schlackenhalde eine um den Faktor 2-3 geringere Pflanzenverfügbarkeit der Elemente Pb, As, Zn und Cd. Eine Bepflanzung der Halde mit krautigen, mehrjährigen Pflanzenarten könnte als vielversprechende Remediationsmaßnahme diskutiert werden, wobei über Rhizosphärenprozesse die Aufreinigung des Oberflächenbodens, eine Elementstabilisierung und ein nachhaltiger Erosionsschutz erreicht werden könnte.

**Schlüsselwörter/Keywords:** Bergbaufolgelandschaft, Bodenkontamination, Schwermetalle, post-mining landscape, soil contamination, heavy metals.

## 1. Einleitung

In der Freiburger Region wurde von 1185 bis 1969 Erzbergbau betrieben, wobei vor allem Silber, aber auch Blei, Kupfer, Zinn und Zink gefördert und verhüttet wurden. Die dabei als Abfallprodukt anfallenden Schlacken

wurden meist noch im flüssigen Zustand abgelagert und erstarrten dann (Lottermoser 2003). Die Hauptbestandteile der Schlacken waren Metalloxide, Siliziumdioxid und geringere Konzentrationen an Metallsulfiden und -fluoriden. Die Konzentration von Schwermetalloxiden kann dabei zwischen 0,1 % und 5 % liegen.

Die Schlackenhalde „Hohe Esse“ in Halsbrücke bei Freiberg diente von 1917 bis 1961 der Deponierung von in den Halsbrücker Schmelzhütten bei der Verarbeitung von Edelmetallen sowie Lötzinn und Blei-Zinn-Legierungen anfallenden Schlacken. Hier wurden auf einer Fläche von 24 600 m<sup>2</sup> etwa 125 000 m<sup>3</sup> Schlacke abgelagert. Im Rahmen des bergbaulichen Betriebsabschlussplanes wurde unter Aufsicht der Bergbehörde das obere Plateau Mitte der 1990er Jahre durch die SIS GmbH mit einer Abdeckung versehen. Die anschließende Begrünung in Form von Anpflanzungen erfolgte in Eigenregie der SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH. Genauere Untersuchungen der abgelagerten Schlackenrest und der aufgebrauchten Bodenmaterialien hinsichtlich der Belastungssituation mit Schwermetallen und deren Bindungsformen fanden nicht statt. Daher wurde die Halde im Rahmen der Lehrveranstaltung „Ökophysiologie/Ökosystemanalyse und -management“ des Master-Studiengangs Geoökologie der TU Bergakademie Freiberg im Jahr 2019 erstmals genauer untersucht. Es wurden die physikalischen und chemischen Eigenschaften der aufgebrauchten Bodenmaterialien und der oberflächennahen Schlacken untersucht und die Konzentration von potentiell toxischen Elementen, deren Bioverfügbarkeit sowie die Gehalte von pflanzenverfügbaren Nährstoffen bestimmt. Außerdem wurden Pflanzen beprobt, um die Stoffaufnahme durch die Vegetation und den Boden-Pflanze-Transfer genauer zu untersuchen.

Um zu überprüfen, ob sich im Laufe der Primärsukzession bereits bekannte schwermetall-angepasste Pflanzenarten etablieren konnten, wurden zusätzlich zu den chemischen Boden- und Pflanzenanalysen Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Allgemein bekannte schwermetalltolerante und -resistente Arten sind z. B. *Festuca ovina* und *Agrostis capillaris*, die oft erhöhte Konzentrationen von Blei anzeigen (Schulze et al. 2002). *Pinus sylvestris* geht Symbiosen mit Mykorrhiza-Pilzen ein, die Zink im Boden immobilisieren können, sodass die Aufnahme in die Pflanze verringert wird (Lambers et al. 2008). *Holcus lanatus* wurde bereits als Arsen-resistent in der Literatur beschrieben (Lambers et al. 2008). Auf Grundlage der Elementgehalte im Boden und dem Boden-pH-Wert können häufig bereits allgemeine Empfehlungen für Pflanzungen im Rahmen von Remediationsmaßnahmen gegeben werden. Tabelle 1 zeigt übliche geogen bedingte Hintergrundkonzentrationen der untersuchten Elemente. Die vom LfULG angegebenen mobilen Gehalte wurden mittels NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion gemäß DIN 19730 bestimmt (LfULG 2000).

Für die Elemente Germanium und Lanthan werden vom LfULG keine Werte angegeben. Jedoch konnten Wiche et al. (2017) im Freiburger Raum Konzentrationen im Bereich von 1,2–4,3 mg/kg (Ge) und 19–65 mg/kg (La) nachweisen. Die Verfügbarkeit der Elemente im Boden wird durch die Bindung an organisches oder anorganisches Bodenmaterial bestimmt. Die Bindung wird wiederum maßgeblich durch den pH-Wert beeinflusst. **Arsen** ist im Boden hauptsächlich an Tonminerale gebunden, in mineralischer Form tritt es meist in Form von Sulfid-Arsenopyrit (FeAsS) auf. Obwohl diese Minerale relativ leicht löslich sind, wird die Arsen-Verfügbarkeit zusätzlich durch die starke Sorption an Hydroxide und organisches Bodenmaterial limitiert (Kabata-Pendias 2011).

**Blei** liegt im Boden in mineralischer Form vor, vor allem als Galenit (PbS). Es wird jedoch ebenfalls stark an organisches Material gebunden und ist in der Bodenmatrix unter den meisten biogeochemisch relevanten pH-Verhältnissen nur schwach mobil (Reimann & de Caritat 1998). Neben natürlichen Bleikonzentrationen muss zudem stets die langjährige anthropogene Bleifreisetzung (Autoabgase, Legierungen, Verbrennungen) berücksichtigt werden, die im Freiburger Raum um die Emissionen im Zuge des Bergbaus ergänzt wurden (Mollée 2013). **Cadmium** ist in Mineralen üblicherweise mit Zink vergesellschaftet und tritt als Nebenbestandteil in Zinkerzen und Sphalerit (ZnS) auf. Die Verwitterung von sauren Gesteinen und Cd/Zn enthaltenden Schlacken führt im Boden zu höheren Konzentration an Zn und Cd-Ionen die in mobiler Form vergleichsweise schwach an organische oder mineralische Komponenten adsorbiert werden (Kabata-Pendias 2011, Greenwood & Earnshaw 2019).

**Tabelle 1:** Hintergrundgehalte der untersuchten Elemente im Boden laut verschiedener Veröffentlichungen (Quelle: <sup>1)</sup> Reimann & de Caritat (1998), <sup>2)</sup> LfULG (2015), <sup>3)</sup> LfULG (2000)).

**Table 1:** Background contents of the investigated elements in soil according to different publications (Source: <sup>1)</sup> Reimann, C. & de Caritat (1998), <sup>2)</sup> LfULG (2015), <sup>3)</sup> LfULG (2000)).

Elementgehalt in oberer kontinentaler Kruste [mg/kg]		Gehalt in sächsischen Oberböden mit Gneis als Substrat-Einheit [mg/kg]		Gehalt im mineralischen Oberboden im Halsbrücker Raum [mg/kg]	Mobile Gehalte im mineralischen Oberboden im Halsbrücker Raum [µg/kg]
		Grünland	Forst		
<b>Arsen</b>	2 <sup>1)</sup>	36 <sup>2)</sup>	70 <sup>2)</sup>	80–160 <sup>3)</sup>	9–18 <sup>3)</sup>
<b>Blei</b>	17 <sup>1)</sup>	71 <sup>2)</sup>	110 <sup>2)</sup>	365–545 <sup>3)</sup>	400–800 <sup>3)</sup>
<b>Cadmium</b>	0,1 <sup>1)</sup>	0,5 <sup>2)</sup>	0,12 <sup>2)</sup>	1,5–3,3 <sup>3)</sup>	160–320 <sup>3)</sup>
<b>Zink</b>	52 <sup>1)</sup>	130 <sup>2)</sup>	53 <sup>2)</sup>	300–445 <sup>3)</sup>	1200–3000 <sup>3)</sup>
<b>Germanium</b>	1,4 <sup>1)</sup>	-	-	-	-
<b>Lanthan</b>	30 <sup>1)</sup>	-	-	-	-

Im Boden verfügbares **Germanium** stammt hauptsächlich aus der Verwitterung gesteinsbildender Silikate (z. B. Feldspäte), in denen es Silizium aufgrund des ähnlichen Ionenradius isomorph substituiert (Wiche et al. 2018a). Die Pflanzenverfügbarkeit wird jedoch durch die Ausbildung stabiler Komplexe mit organischen Liganden und Eisen- oder Manganoxiden maßgeblich beschränkt (Wiche et al. 2017). Die Aufnahme in Pflanzen erfolgt wahrscheinlich, ähnlich wie  $\text{Si}(\text{OH})_4$ , in Form von  $\text{Ge}(\text{OH})_4$  (Wiche et al. 2017), wodurch Gräser, die als Si-Akkumulierer gelten, eine erhöhte Ge-Aufnahme zeigen (Wiche et al. 2018a). **Lanthan** gehört zu den Seltenen Erden und ist in zahlreichen Mineralen gebunden (Reimann & de Caritat 1998). Es weist im Allgemeinen eine geringere Mobilität als Ge, Cd und Zn auf, ist aber meist mit Zink, Blei und Cadmium in Mineralen vergesellschaftet (Hillenbrand et al. 2005). Bei abnehmenden pH-Werten liegt La in ionischer Form oder Huminkomplexen in der Bodenlösung vor (Hecht et al. 2017). Die gelösten  $\text{La}^{3+}$ -Ionen besitzen einen sehr ähnlichen Ionenradius zu  $\text{Ca}^{2+}$ . Daher wird angenommen, dass sie von Pflanzen über Calcium-Kanäle in die Wurzel aufgenommen werden. Allerdings scheinen die Ionen der Gruppe der Seltenen Erden die Kanäle zur Aufnahme von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^+$  reversibel zu blockieren, weshalb die beobachteten Bioakkumulationsfaktoren für Elemente der Seltenen Erden meist sehr gering sind ( $\ll 0,1$ ) (Han et al. 2005).

Hauptziel der hier vorgestellten Untersuchungen war die bodenchemische Charakterisierung der ehemaligen Schlackenhalde im Bereich der „Hohen Esse“ sowie die Betrachtung des potentiellen Boden-Pflanze-Transfers der Elemente aus den unterschiedlichen Substraten und Horizonten in die vorhandene Vegetation. Hierzu wurden sowohl Bodenproben als auch Pflanzenproben analysiert. Die Arbeiten sollen Aufschluss darüber geben, ob eine eventuelle Phytoremediation (Phytoextraktion, Phytostabilisierung) oder ein Phytomining im ehemaligen Haldengebiet sinnvoll und möglich ist.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das rund fünf Kilometer nördlich von Freiberg (Landkreis Mittelsachsen) gelegene Untersuchungsgebiet ist Bestandteil des oberen Plateaus der Schlackenhalde „Hohe Esse“ in der Ortschaft Halsbrücke (Abb. 1a). Es erstreckt sich südlich des 140 Meter hohen Schornsteins über circa einen Hektar Fläche und ist leicht nach Süden geneigt. Der Fuß der Esse ist auf einer Höhe von circa 380 Meter über N.N. gelegen. Das Gebiet befindet sich naturräumlich im Übergang von Berg- und Hügelland, wobei sich im Süden das Osterzgebirge und im Norden südliche Ausläufer des Lösshügellandes anschließen. Südlich des Hochplateaus, auf der die Untersuchungsfläche liegt, befindet sich in einem Kerbsohlental das Flussbett der Freiburger Mulde (vgl. Golde 2013).

Das Klima ist kühlgemäßigt und kontinental geprägt. Die naheliegende Station Freiberg weist für die Periode 1981-2010 eine langjährige Jahresdurchschnittstemperatur von 7,3 °C und einen langjährigen (unkorrigierten) Jahresniederschlag von 661 mm auf ([www.climate-data.org](http://www.climate-data.org)). Gemäß dem Hydrologischen Atlas Deutschland (HAD) der Bundesanstalt für Gewässerkunde beträgt die mittlere unkorrigierte jährliche Niederschlagshöhe im näheren Umfeld des Untersuchungsgebietes 700–800 Millimeter. Im Gebiet wird eine theoretische jährliche Grundwasserneubildung von rund 150–200 Millimeter angegeben. Die potentielle natürliche Vegetation des Untersuchungsgebietes ist ein submontaner Eichen-Buchenwald (LfULG 2019), der nach Schmidt et al. (2002) einem typischen Hainsimsen-Eichen-Buchenwald entspricht. Dieser ist geprägt von einer natürlichen Waldgesellschaft aus Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Stieleiche (*Quercus robur*), Trauben-Eiche (*Quercus petraea*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Weißtanne (*Abies alba*). In der Strauchschicht sind Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Roter Holunder (*Sambucus racemosa*) und die Gewöhnliche Hasel (*Corylus avellana*) dominierend. In der Krautschicht kommen unter anderen die Schmalblättrige Hainsimse (*Luzula luzuloides*), die Behaarte Hainsimse (*Luzula pilosa*), die Draht-Schmieie (*Deschampsia flexuosa*), die Wald-Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und das Gewöhnliche Habichtskraut (*Hieracium lachenalii*) vor. Allerdings unterscheidet sich die tatsächliche Vegetation des Untersuchungsgebietes deutlich von der potentiellen natürlichen Vegetation, da das betrachtete Gebiet durch die Ablagerung von Schlacken und anderen Substraten stark anthropogen überprägt wurde. Hier sind eher Pioniergehölze vorherrschend (Golde 2013).

Im Zuge der Wiedernutzung von aufgeschüttetem Schlackenmaterial als Zusatzstoff bei der Erzverhüttung in Muldenhütten wurde Grobmaterial vom aufgeschütteten Schlackenkegel südlich der Untersuchungsfläche entnommen und Feinmaterial auf die Fläche des oberen Plateaus verlagert. Zudem wurde bis 1990 auch Siedlungsmüll auf der Fläche abgelagert. Von 1993 bis 1995 wurde die rund 1,8 Hektar große Fläche des oberen Plateaus, die bis dahin vom Müll beräumt, jedoch offen mit Schlacken bedeckt vorlag, mit knapp 50.000 Tonnen bindigem, im Umfeld verfügbarem Bodenmaterial (Erdaushub und Oberboden) abgedeckt (Mollée 2013). Anschließend erfolgte eine Begrünung des oberen Plateaus mit Pioniergehölzen (206 Laubbäume und 2275 Sträucher), von denen jedoch ein Großteil mit den vorhandenen Standortbedingungen nicht zurechtgekommen ist. Zudem wurde Saatgut für Landschaftsrasen mit Kräutern ausgebracht (Mollée 2013). In weiteren Bereichen entwickelten sich Vorwald-Stadien aus Pionierarten wie Birke, Weide und Kiefer, wobei auch diese Bäume ein langsames Wachstum zeigten. Aus den Pionierwäldern könnten sich in Zukunft nur lokal auftretende thermophile Eichen-Buchenwälder entwickeln (Golde 2013). Zum Zeitpunkt der Probenahme war das Untersuchungsgebiet überwiegend durch Freiflächen mit niedrigen und hohen Gräsern geprägt.

Nach Pälchen & Walter (2008) liegt das Untersuchungsgebiet auf der Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen Antiklinalzone, genauer in der Erzgebirgs-Zentralzone, welche insbesondere durch Para- und Orthogneise geprägt ist. Weiterhin gehört das Gebiet zur Bodenlandschaft der Berg- und Hügelländer mit einem hohen Anteil an sauren bis intermediären Magmatiten und Metamorphiten. Als anstehendes Festgestein ist Freiburger Graugneis zu erwarten. Da Halsbrücke am nördlichsten Rand des Erzgebirges liegt, sind die vorherrschenden Böden stark vom Weichsel-Eiszeitlichem Löss aus den Haupt- und Mittellagen geprägt. Dieser ist oft solifluidal, krypturbar überprägt und mit dem verwitterten Untergrundmaterial vermischt. Nach LfULG (2019) sind in unmittelbarer Nähe der Halde Braunerden aus periglazialen Schluff über tiefem periglazialen Gruslehm (aus Gneis entstanden) anzutreffen. Auch Pseudogleye sind in der Region häufig anzutreffen. Die Bodensubstrate des Untersuchungsgebietes unterscheiden sich jedoch grundlegend von den natürlich vorkommenden Bodensubstraten, da es sich um Abdeckmaterial und verwittertes Bergematerial handelt.

Laut des amtlichen bodenkundlichen Kartenwerks Sachsen (BK 50) des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) befindet sich auf der Fläche ein Boden aus anthropogenen Sedimenten in Siedlungs-, Industrie- und Bergbaugebieten. Es handelt sich somit um einen Regosol aus gekipptem Gruslehm über gekipptem Schutt als Bodentyp. Im Rahmen der vor Ort durchgeführten Fingerproben wurde die Bodenart des oberen Ah-Horizontes als Us beziehungsweise Ut2 bis Ut3 angesprochen. Dieser Boden kommt vermutlich durch die aufgebrauchte Rekultivierungsschicht zustande. In tieferen Schichten nehmen die Skelettanteile zu. Auf den einzelnen Versuchsflächen wurden zudem unterschiedliche Bodenarten angesprochen, die teilweise zu den Sandböden zugeordnet werden konnten (Su2, Fläche III), während auf Fläche IV und V bindige Bodenarten (Ut2) vorlagen. Meist war unterhalb des Ah-Horizontes (humoser Oberboden) ein sandiger Schluff vorhanden.

Bei der ersten Begehung des Gebietes wurden auf der Plateaufläche der Halde insgesamt 6 Versuchsflächen ausgewählt, auf denen die weiterführende geochemische Substrat- und Vegetationscharakterisierung durchgeführt werden sollte. Die Auswahl der Flächen erfolgte weitgehend aufgrund von vorgefundenen Veränderungen der Vegetationszusammensetzung und -struktur, die Änderungen in den Bodeneigenschaften vermuten ließen (Tabelle 2, Abb. 1b).

**Tabelle 2:** Übersicht über die ausgewählten Probenahmestellen I – VI (siehe auch Abb. 1b).

**Table 2:** Overview on the selected sampling sites I – VI (Abb. 1b).

Probennahmeflächen	Vegetation
I	Freifläche mit Ahorn-Anpflanzung
II	Birkendominierter Vorwald
III	Freifläche mit niedrigen Gräsern
IV	Freifläche mit Klärschlamm-Beeten
V	Freifläche mit hohen Gräsern und Stauden
VI	Freifläche mit Gräsern



**Abb. 1:** (a) Übersichtskarte der Schlackenhalde in Halsbrücke mit dem Untersuchungsgebiet (roter Rahmen) und (b) Lage der untersuchten Probeflächen (I: Freifläche mit Ahorn-Anpflanzung; II: Birkendominierter Vorwald; III: Freifläche mit niedrigen Gräsern; IV: Freifläche mit Klärschlamm-Beeten; V: Freifläche mit hohen Gräsern und Stauden; VI: Freifläche mit Gräsern). Quelle: © Google Kartendaten ©2019 GeoBasis-DE/BKG (©2009) Google Deutschland, Google Earth Pro.

**Fig. 1:** General map of the slag heap in Halsbrücke with the investigated area (red frame) and location of the investigated sites (I: open area with maple plantation; II: birch dominated forest; III: open area with low grasses; IV: open area with sewage sludge beds; V: open area with high grasses and perennials; VI: open area with grasses). Source: © Google Kartendaten ©2019 GeoBasis-DE/BKG (©2009) Google Deutschland, Google Earth Pro.

### 3. Methoden

#### 3.1 Vegetationsaufnahmen

Am 09.05.2019 wurde auf den sechs Untersuchungsflächen (I–VI) des Untersuchungsgebiets Hohe Esse (Abb. 1b) die Vegetation erfasst. Hierbei wurden jeweils alle auf einer Fläche von ca. 16 m<sup>2</sup> (4 m x 4 m) vorkommenden Pflanzenarten mit geschätztem Deckungswert aufgenommen. Die Klassen für die Abundanzschätzung wurden vorher definiert (Tabelle 3) und nach der Aufnahme mit dem Computerprogramm SORT (Durka & Ackermann 1994) ausgewertet. Hier wurde den Pflanzen je nach Deckung ein Code-Replacement-Wert zugewiesen (s. Tabelle 3) und anschließend die mittleren gewichteten Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (2001) berechnet. Als Bestimmungsliteratur dienten Gutte et al. (2013), Jäger et al. (2013) und Schmeil et al. (2003), die Nomenklatur folgt Schulz (2013).

#### 3.2 Beprobung und Analyse der Haldensubstrate

Die Bodenproben wurden mit Hilfe eines Pürckhauer-Bohrstocks genommen. Dadurch konnten die obersten Bodenhorizonte des Rekultivierungssubstrates (A- und B-Horizonte) erfasst und einzeln beprobt werden. Auf manchen Untersuchungsflächen reichte die methodisch vorgegebene Beprobungstiefe (15–60 cm) auch zur Entnahme von Schlackenmaterial aus (C-Horizont). Vor Ort wurden die Bodenart der jeweiligen beprobten Horizonte mithilfe der Fingerprobe abgeschätzt (AD-HOC Arbeitsgruppe Boden 2005). Die Probenahmen erfolgten am 09.05.2019. Die im Labor gemessenen Parameter umfassten den Wassergehalt, pH-Wert, die spezifische elektrische Leitfähigkeit, Konzentrationen von Phosphat, Nitrat und Ammonium, Glühverlust des Oberbodens, die Gesamtelementkonzentration sowie potentiell pflanzenverfügbare Elementfraktionen mittels sequentieller Extraktion.

Im Rahmen der Probenvorbereitung wurden die Bodenproben für die sequentielle Extraktion bei 60° im Trockenschrank getrocknet. Für die Bestimmung des Glühverlustes und die Durchführung eines Totalaufschlusses (Schmelzaufschluss) wurden die Proben bei 105°C (atro) getrocknet. Anschließend wurden die Proben zum Homogenisieren mithilfe eines Mörsers zerkleinert und danach gesiebt (2 mm).

Für die Bestimmung des Wassergehaltes wurde der Boden jeweils vor und nach dem Trocknen bei 105°C ausgewogen und die Differenz aus den beiden Messwerten ermittelt. Für die Messung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit und des pH-Wert des Bodens wurde 10 g frischer Boden mit 100 ml deionisiertem Wasser aufgeschlämmt und geschüttelt. Anschließend wurden beide Parameter in den Aufschlämmungen mit Hilfe von Messelektroden (Seven Excellence Multiparameter von METTLER TOLEDO) bestimmt.

Für die Analyse der Nährstoffe wurde eine Nitratbestimmung nach DIN 38405-9 über 4-Nitro-2,6-dimethylphenol, eine Ammoniumbestimmung nach DIN 38406/5 über Indophenol und eine Phosphatbestimmung im Doppellaktat-Extrakt (DL) über Molybdänblau nach DIN EN ISO 6878 durchgeführt. Für die Auswertung wurde das Spektrophotometer SPECORD 30 der Firma Analytik Jena AG verwendet.

Die sequentielle Extraktion wurde in Anlehnung an Wiche et al. (2017) durchgeführt, um die Elementgehalte in den verschiedenen Bodenfraktionen zu bestimmen. Für die leicht freisetzbaren, mobilen und an Austauschergebundenen Stoffe, wurde 1 g Bodenprobe, welche zuvor bei 60°C getrocknet wurde, eingewogen. Diese wurde anschließend mit 50 ml des Extraktionsmittels, einer 1 M Ammoniumacetat-Lösung, die mit 25% Ammoniaklösung auf pH 7 eingestellt wurde, versetzt. Danach wurde eine Stunde lang geschüttelt. Nach dem Schütteln wurde das Gemisch zentrifugiert und die Lösung für die Bestimmung mittels ICP-MS abgenommen. Dieselbe Bodenprobe, die sich durch das Zentrifugieren abgesetzt hat, wurde für die darauffolgenden Extraktionsschritte weiterverwendet. Für die Extraktion der säurelöslichen Elementanteile in Schritt 2 wurden als Extraktionsmittel 50 ml einer mit Essigsäure auf pH 5 eingestellten 1 M Ammoniumacetatlösung hinzugegeben und die Probe eine Stunde lang geschüttelt. Danach wurde die Probe erneut zentrifugiert und der Überstand ebenfalls für die Bestimmung mittels ICP-MS abgenommen. Für die Messung wurden die Proben 1:10 verdünnt.

**Tabelle 3:** Symbole und Bedeutung der Abundanzklassen in der Vegetationsaufnahme und verwendete Code-Replacement-Werte (CR-Wert).

**Table 3:** Symbols and definition of abundance categories of the vegetation survey and the code replacement (CR-Wert).

Symbol	Bedeutung	CR-Wert
r	Einzelpflanzen	1
1	selten	7,5
2	geringe Deckung	15
3	mäßig häufig	40
4	häufig	75
5	dominant	150

Für den Schmelzaufschluss wurden 0,5 g Bodenprobe mit 2 g Schmelzmittel (1:1  $K_2CO_3$  und  $Na_2CO_3$ ) in einen Nickeltiegel gefüllt und bei 900°C für 30 min im Muffelofen geglüht. Die geschmolzene Probe wurde dann mit einem Lösungsmittel (Gemisch aus einer 2,5 M Salpetersäure und einer 0,5 M Citronensäure) aus den Nickeliegeln gelöst und anschließend mit dem Lösungsmittel auf 50 ml aufgefüllt. Für die Analyse (ICP-MS) wurde die Probe 1:100 verdünnt.

### 3.3 Analyse der Pflanzenproben

Die Pflanzenproben wurden am 22.07.2019 auf der Hohen Esse geerntet. Als Zielarten für die Elementanalytik wurden *Calamagrostis epigejos*, *Salix* spec. und *Pinus sylvestris* ausgewählt. Dabei war *C. epigejos* auf allen 6 Untersuchungsflächen vertreten und ermöglichte somit einen Vergleich des Boden-Pflanzen-Transfers von Elementen zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen. *Salix* spec. und *Pinus sylvestris* wurden repräsentativ für die in der Literatur als schwermetallresistent beschriebenen Arten ausgewählt. Insbesondere *Salix* spec. gilt dabei als schwermetalltolerant. Pro Aufnahmefläche wurden zwei Mischproben des Sprosses von *C. epigejos* genommen. Von *Salix* spec. und *Pinus sylvestris* wurden jeweils von zwei Bäumen Mischproben der Blätter bzw. Nadeln genommen.

Die Proben wurden bei 60°C getrocknet und anschließend gemahlen. Hierfür wurde die Mühle ZM 1000 der Firma RETSCH und ein 0,2 mm-Sieb verwendet. Zur Analyse der Elementgehalte in den Pflanzenproben wurde ein Mikrowellenaufschluss durchgeführt. Dafür wurden 0,1 g Probe mit 200 µl Reinstwasser, 1,9 ml 65 %iger  $HNO_3$  und 600 µl einer 4,8 %igen HF versetzt und in der Mikrowelle ETHOS plus der Firma MLS GmbH aufgeschlossen. Das verwendete Programm heizte in 25 Minuten auf 200°C, hielt diese Temperatur für 5 Minuten und reduzierte die Temperatur anschließend innerhalb von 30 Minuten auf 75°C. Die Proben wurden dann in ein Probenröhrchen überführt und mit Reinstwasser auf 10 ml aufgefüllt. Für die Analyse mittels ICP-MS wurden die Proben 1:10 verdünnt.

### 3.4 Elementanalyse mittels ICP-MS

Für die Analyse wurde das Massenspektrometer ICP-MS XSERIES 2 der Firma Thermo Scientific verwendet. Als interne Standards wurden Rhodium und Rhenium verwendet (10 µg/l). Für die weitere Untersuchung wurden die Elemente Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Zink (Zn), Germanium (Ge) und als Vertreter der Seltenen Erden Lanthan (La) ausgewählt. Zur Qualitätssicherung wurde die Richtigkeit der Ergebnisse zu Boden- und Pflanzenkonzentrationen durch Einbeziehung der zertifizierten Referenzstandards GBW07407, GBW07406 und NCS ZC73032 überprüft. Die erhaltenen Messwerte zeigten lediglich eine Abweichung von <10 % gegenüber den zertifizierten Werten.

### 3.5 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit dem Programm Statgraphics Centurion XVII (Statpoint Technologies, Inc. 1992-2010). Um die untersuchten Flächen miteinander zu vergleichen (pro Bodenhorizont), wurde bei homogenen Varianzen eine einfaktorische ANOVA und bei inhomogenen Varianzen ein Kruskal-Wallis-Test verwendet. Zur Überprüfung der Varianzen wurde zuvor ein Levene-Test durchgeführt. Signifikante Unterschiede der Mittelwerte bei der einfaktorischen ANOVA wurden durch einen Multiple-Range-Test nach Tukey bestimmt. Mit dem Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Bonferroni-Test wurden signifikante Unterschiede der Mediane ermittelt. Unterschiede zwischen den Messwerten verschiedener Bodenhorizonte eines Standortes wurden über einen gepaarten t-Test ermittelt. Für alle Tests wurde ein Signifikanzniveau von 5 % festgelegt ( $p < 0,05$ ).

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Vegetationszusammensetzung und mittlere Ellenberg-Zeigerwerte

#### 4.1.1 Pflanzenartenzusammensetzung der Probestandorte

Im Zuge der Probenahme wurde auf den ausgewählten Untersuchungsflächen (I–VI) die Vegetation erfasst. Anhand der vorkommenden Arten konnten erste Eindrücke über die Standortverhältnisse der Untersuchungsflächen gewonnen werden. Die Arten *Equisetum arvense*, *Solidago canadensis*, *Galium mollugo*, *Urtica dioica*, *Hypericum perforatum*, *Carduus nutans* und *Daucus carota* wurden auf mindestens drei Untersuchungsflächen gefunden. Diese Arten zählen zu den Lichtpflanzen, besiedeln demnach offene Standorte und gelten weiterhin als Pionierpflanzen mit Verbreitungsschwerpunkt auf frischen, lehmigen Böden (Oberdorfer et al. 2001). Keine dieser Pflanzen weist allerdings auf eine Schwermetallkontamination des Standortes hin. Durch Biomasseproduktion und der folgenden Zersetzung der Streu zu Humus wertet die Pioniergesellschaft den Standort auf. Dies entspricht dem Beginn der natürlichen Sukzession, bei der verschiedene Stadien von Pflanzengemeinschaften durchlaufen werden. Pionierpflanzen haben einen kurzen Lebenszyklus, in dem sie rasch an Biomasse gewinnen und viele Ressourcen für die Fortpflanzung verwenden (Brunold et al. 1996). Im Folgenden wird die Vegetation der sechs Untersuchungsflächen kurz charakterisiert:

**Untersuchungsfläche I** lag auf einer Freifläche mit lückigem Gehölzbewuchs. Hier dominierten das Süßgras *Calamagrostis epigejos* und die nährstoffzeigende Art *Aegopodium podagaria*. Beide Arten weisen auf frische, nährstoffreiche und leicht saure Bodenverhältnisse hin. Das Land-Reitgras (*C. epigejos*) war auf dem Standort zu erwarten, denn es gilt laut Oberdorfer et al. (2001) als anspruchsloser Wurzelkriechpionier. Zu diesen Pflanzen gesellten sich Arten frischer und nährstoffreicher Standorte wie *Lathyrus pratensis*, *Solidago canadensis*, *Galium mollugo* und *Tanacetum vulgare*. Ebenso traten *Ranunculus repens* und *Vicia cracca* auf, die eine leichte Salztoleranz aufweisen (Ellenberg et al. 2001). In der sehr jungen Gehölzschicht traten die Pionierart *Betula pendula*, *Quercus robur* und *Crataegus laevigata* auf.

**Untersuchungsfläche II** befand sich in einem Pionierbirkenvorwald zwischen zwei lichten Flächen und wurde von der Hängebirke *Betula pendula* dominiert. Sie ist ein typisches Pioniergehölz und bildet mit *Salix caprea* die gebüschreiche Vorwaldgesellschaft (Oberdorfer et al. 2001). Hierzu passen auch weitere aufgenommene Arten wie *Sorbus aucuparia* und *Prunus spinosa*. Weiterhin traten die Gehölze *Crataegus rhipidophylla*, *Prunus avium* und *Carpinus betulus* auf, die in lichten Laubmischwäldern verbreitet sind (Oberdorfer et al. 2001). In der Krautschicht dominierte das Süßgras *Festuca gigantea*, gemeinsam mit *Hypericum perforatum*, *Galium aparine* und *Daucus carota*. Dies spricht für einen frischen und nährstoffreichen Waldstandort.

Die **Untersuchungsfläche III** lag auf der Freifläche neben dem Birkenvorwald (Abb. 1b). Hier dominierten Stauden wie *Carduus nutans*, *Solidago canadensis* und *Daucus carota*. Diese Arten sind nährstoff- und lichtzeigend (Oberdorfer et al. 2001). Hierzu gesellten sich der Rohbodenpionier *Centaurea jacea* sowie Arten des Grünlandes.

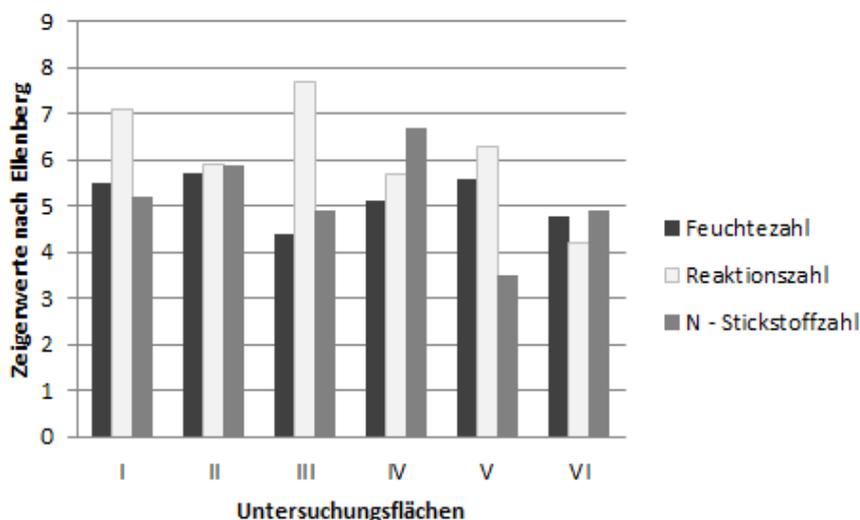
Die **Untersuchungsfläche IV** wurde gezielt in den Bereich einer ehemaligen Klärschlammversuchsfläche gelegt, die von Stauden und krautigen Arten bewachsen war. Hier dominierte *Galium aparine*, eine Art staudenreicher und nährstoffreicher Unkrautfluren, die gemeinsam mit *Urtica dioica* und *Artemisa vulgaris* die *Artemisietea*-Gesellschaft (Ausdauernde Ruderalgesellschaften frischer bis trockener, stickstoffreicher Standorte) bildet (Oberdorfer et al. 2001). Hier gliedern sich auch die häufig vorhandene Art *Solidago canadensis* und das nährstoffzeigende Süßgras *Alopecurus pratensis* ein (Ellenberg et al. 2001). Von dieser Vegetation kann man auf einen hohen Nährstoffgehalt der Fläche schließen.

Direkt unterhalb der Klärschlammversuchsflächen wurde die **Untersuchungsfläche V** angelegt, wo anstelle nitrophiler Stauden das Pioniergras *Calamagrostis epigejos* dominierte. Hinzu kamen das Süßgras *Poa pratensis* sowie die stickstoffzeigende Art *Urtica dioica* (Ellenberg et al. 2001). Insgesamt war diese Fläche die artenärmste, da *Calamagrostis epigejos* einen dichten Rasen ausbildete.

**Untersuchungsfläche VI** befand sich auf der großen Freifläche südlich der Klärschlammfläche. Hier herrschten Süßgräser wie *Festuca rubra*, *Festuca ovina*, *Agrostis capillaris*, *Holcus lanatus* und *Calamagrostis epigejos* vor. Diese Arten weisen auf einen lichtreichen, frischen und leicht nährstoffreichen Standort hin. Des Weiteren dominierte das Moos *Pleurozium schreberi*, das auf Blockschutthalde und in Wäldern mit leicht sauren Böden vorkommt (Müller 2004). *Festuca ovina* gilt als schwermetallresistente Art (Ellenberg et al. 2001).

#### 4.1.2 Mittlere, gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte

Zur Charakterisierung der Standortverhältnisse wurden für jede Fläche die durchschnittlichen, gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte (F), Reaktion (R) und Stickstoff (N) dargestellt (Abb. 2). Die höchsten mittleren N-Zeigerwerte konnten auf Fläche IV gefunden werden, wo die aufgeschütteten nährstoffreichen Klärschlämme die Ausbildung einer nitrophilen Hochstaudenflur begünstigte, was sich auch an den hohen F-Zeigerwerten auf dieser Fläche zeigt. Im Vergleich dazu waren die Flächen V und VI durch niedrige N-Zeigerwerte charakterisiert, was insbesondere auf Fläche VI aus dem großflächigen Auftreten von Untergräsern resultierte und auf dieser Fläche auf sehr nährstoffarme Bodenverhältnisse hinweist (siehe Kapitel 3.1.1). Während auf Fläche VI auch die niedrigsten Reaktionszahlen gefunden werden konnten, lagen die mittleren R-Zeigerwerte auf den Flächen I und III am höchsten. Insbesondere die hohen Werte auf Fläche III (Abb. 2) deuten auf eine anthropogene Beeinflussung des Standortes hin und sind in diesem geologischen Kontext als atypisch für Grünlandökosysteme zu bewerten.



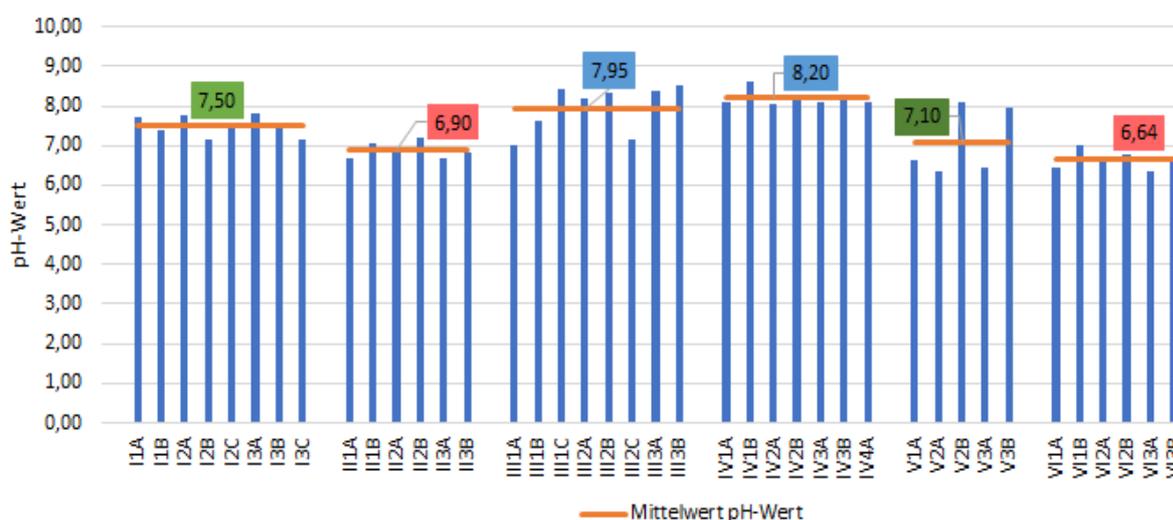
**Abb. 2:** Gewichtete mittlere Zeigerwerte der Feuchtezahl, Reaktionszahl und Stickstoffverfügbarkeit nach Ellenberg et al. (2001) auf den Flächen I-VI des Untersuchungsgebiets; verwendetes Code-Replacement siehe Tabelle 3.

**Fig. 2:** Mean weighted indicator values for moisture content, soil reaction and nitrogen availability according to Ellenberg et al. (2001) on site I–VI; code replacement values used see Table 3.

#### 4.2 pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Organikgehalt

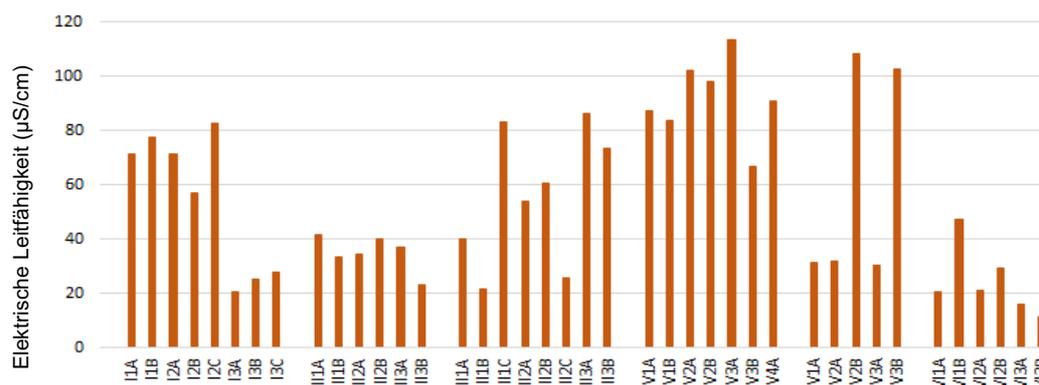
Die höchsten mittleren pH-Werte konnten auf den Flächen III und IV gemessen werden (7,9–8,2; Abb. 3). Auf den Flächen II und VI konnten dagegen die geringsten pH-Werte nachgewiesen werden, wobei der niedrigste pH-Wert auf Fläche VI gefunden wurde (pH 6,6). Auf Fläche I konnte festgestellt werden, dass der A-Horizont einen höheren pH-Wert zeigte als die zugehörigen B- und C-Horizonte. Bei allen anderen Flächen war das entgegengesetzte Phänomen zu erkennen, hier überstiegen die pH-Werte der unteren Bodenhorizonte die der A-Horizonte. Alle pH-Werte lagen im sehr schwach sauren bis sehr schwach basischen Bereich.

Ähnlich wie bei den pH-Werten waren auch bei der Analyse der Leitfähigkeitsmessungen (Abb. 4) auf den Flächen II und VI im Mittel die geringsten Werte festzustellen. Die Flächen III und IV zeigten im Mittel die höchsten Leitfähigkeiten. Auf den Flächen I, V und VI fiel auf, dass die jeweiligen A-Horizonte geringere elektrische Leitfähigkeiten hatten als die darunter liegenden B-Horizonte. Den höchsten Wert zeigte die Probe IV3A, den niedrigsten die Probe VI3B. Die Spannweite der Werte lag zwischen 11,4 und 113,3  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .



**Abb. 3:** Individuelle und mittlere pH-Werte (Zahlen über den Säulen) in den Einzelproben der untersuchten Flächen und deren Bodenhorizonte.

**Fig. 3:** Individual and average pH values of the investigated areas and their soil layers.



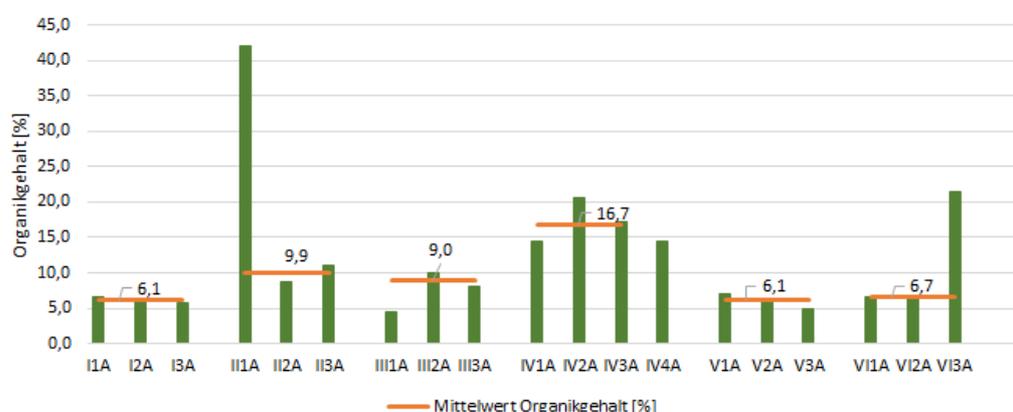
**Abb. 4:** Elektrische Leitfähigkeit in den Einzelproben der Untersuchungsflächen und zugehöriger Bodenhorizonte in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

**Fig. 4:** Electrical conductivity of the single samples of the study sites and their soil layers in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Zur Auswertung der Organikgehalte wurden die jeweiligen A-Horizonte der Bodenproben herangezogen (Abb. 5). Der höchste Organikgehalt (42,0 %) wurde auf in der Probe III1A festgestellt, der niedrigste mit 4,5 % auf der Fläche III1A. Betrachtet man die beiden höheren Werte, sowie den niedrigsten Wert als Ausreißer, so lässt sich feststellen, dass Fläche IV die höchsten Organikgehalte zeigte. Die Flächen I und VI wiesen dagegen die niedrigsten Werte auf.

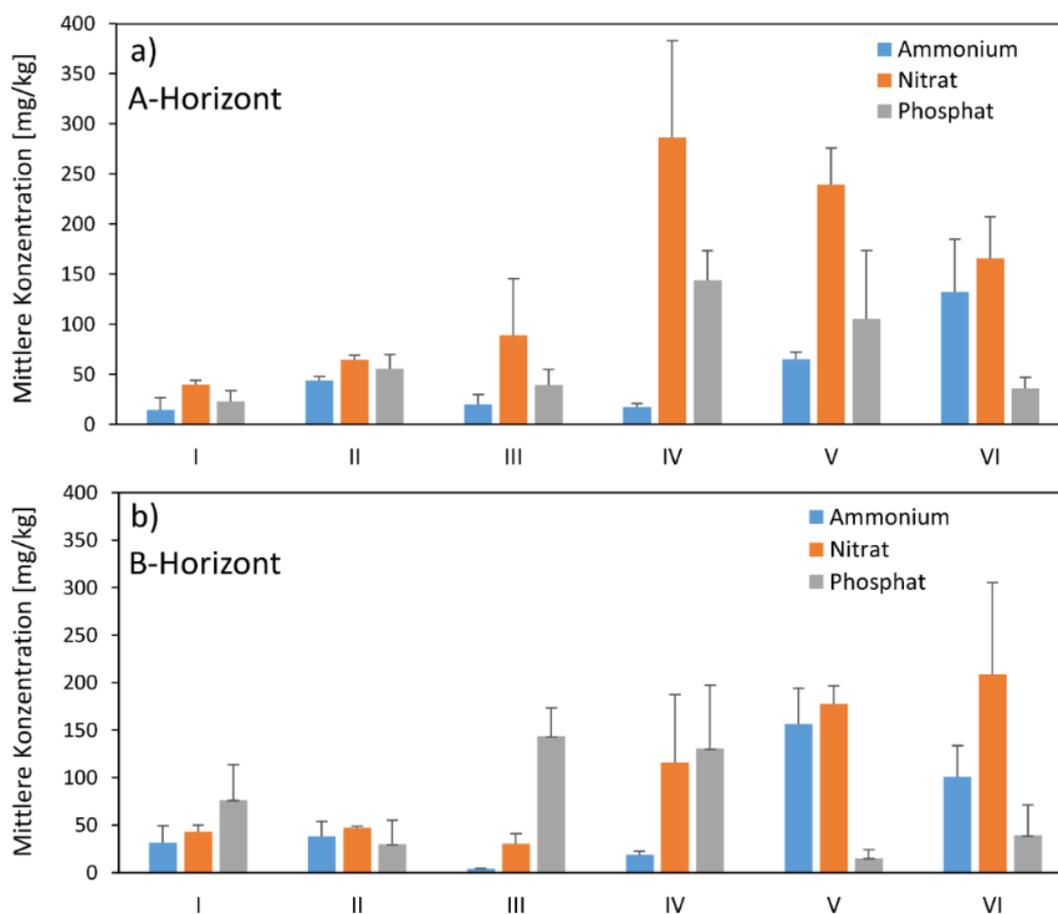
### 4.3 $N_{\min}$ und DL-extrahierbares Phosphat

Die höchsten Ammonium-Konzentrationen wurden auf den Flächen V und VI festgestellt (Abb. 6). Auf Fläche V war die Konzentration im B-Horizont deutlich höher als im A-Horizont. Mit 156,7 mg/kg wurde dort auch die höchste Ammonium-Konzentration der Untersuchungen gemessen. Auf der Fläche VI war die Konzentration hingegen im A-Horizont höher als im B-Horizont. Der mit 4,0 mg/kg niedrigste Wert wurde im B-Horizont der Fläche III ermittelt. Auf den anderen Untersuchungsflächen lag die Ammonium-Konzentration zwischen 15 und 40 mg/kg. Auf allen Untersuchungsflächen waren die Nitrat-Konzentrationen höher als die Ammonium-Konzentrationen. Wie in Abb. 6 zu erkennen ist, zeigte sich eine Zweiteilung zwischen den hohen Werten der Flächen IV, V und VI und den niedrigen Werten der Flächen I, II und III. Die mit Abstand höchste Konzentration von 286,4 mg/kg wurde im A-Horizont der Fläche IV (Klärschlammablagerung) festgestellt. Hier wurde außerdem die höchste Phosphat-Konzentration sowie die niedrigste Ammonium-Konzentration bestimmt (Abb. 6). Auch auf Fläche V war die Konzentration mit 239,3 mg/kg im A-Horizont höher als im B-Horizont. Auf den Flächen I, II und III lagen die meisten Konzentrationen unter 50 mg/kg. Die niedrigste Nitrat-Konzentration wurde im B-Horizont der Fläche III gemessen. Aus Abb. 6 geht weiterhin hervor, dass die Unterschiede zwischen den Flächen hinsichtlich der Phosphat-Konzentration geringer waren als bei Ammonium und Nitrat. Gering waren die Phosphat-Konzentrationen vor allem auf den Fläche II und VI. Der mit 15,6 mg/kg geringste Wert war jedoch im B-Horizont der Fläche V zu finden. Auf der Fläche I waren die Konzentrationen aller drei untersuchten Nährstoffe im B-Horizont am höchsten. Auf Fläche II wurden die höchsten Nährstoff-Konzentrationen im Horizont A gemessen.



**Abb. 5:** Organikgehalte (Glühverlust) und mittlere Organikgehalte der A-Horizonte (Zahlen über den Säulen) in den Einzelproben der untersuchten Flächen.

**Fig. 5:** Organic matter contents (loss of ignition) and mean organic matter contents of the A-layers (values above the columns) of the study sites.



**Abb. 6:** Mittlere Konzentrationen der Nährstoffe Ammonium, Nitrat und Phosphat im A-Horizont (a) und B-Horizont (b) der Untersuchungsflächen (I–VI) im Vergleich.

**Fig. 6:** Comparison of mean concentrations of the nutrients ammonium, nitrate and phosphate in the A horizon (a) and B horizon (b) of the investigated sites (I–VI).

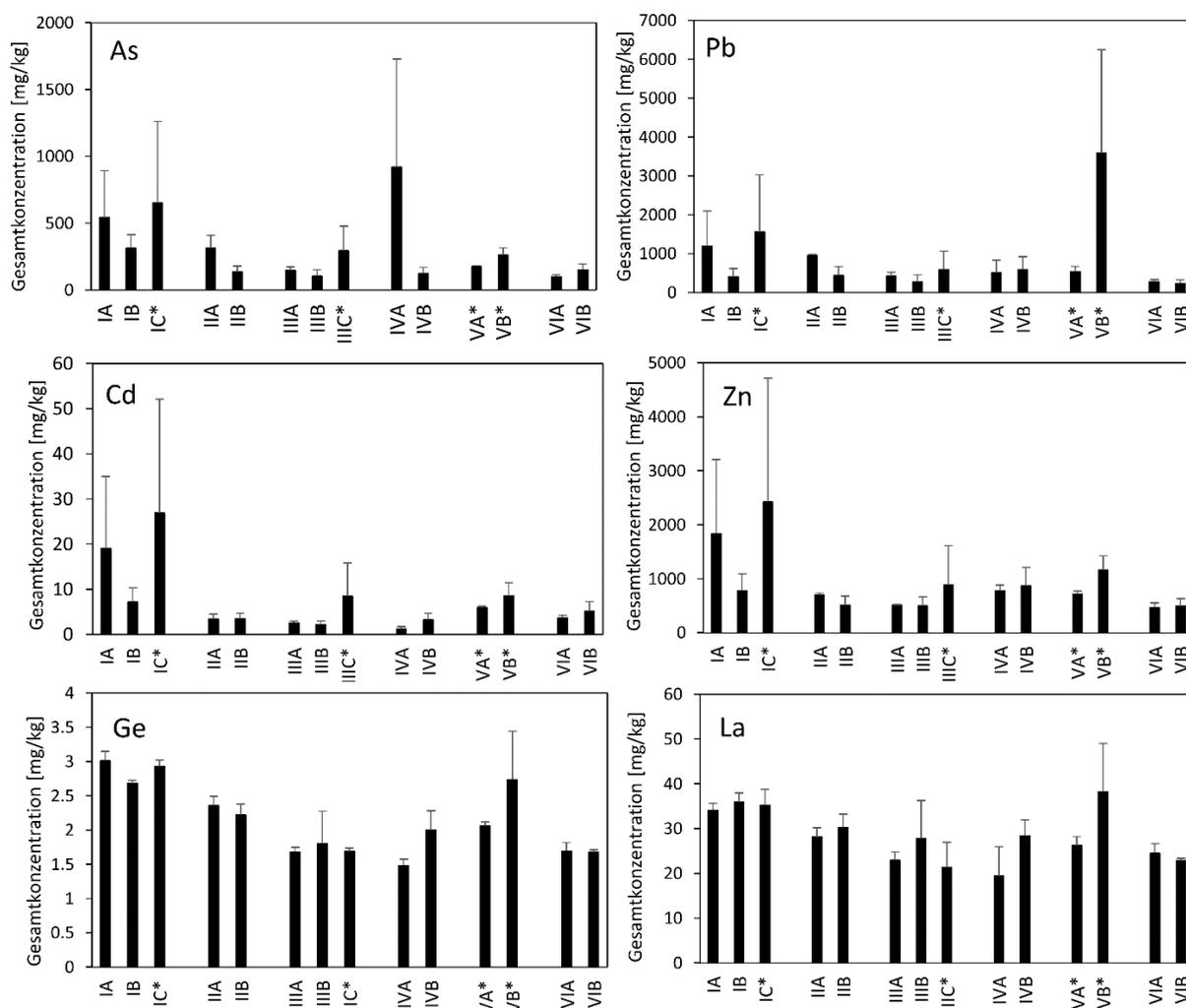
#### 4.4 Gesamtelementkonzentrationen

Für die Elemente As (103 bis 920 mg/kg), Pb (240 bis 3593 mg/kg), Cd (1,22 bis 26,9 mg/kg) und Zn (471 bis 2.422 mg/kg) wiesen die mittleren Gesamtelementkonzentrationen stärkere Schwankungen auf als für La (19,45 bis 38,27 mg/kg) und Ge (1,48 bis 3,01 mg/kg) (Abb. 7). Fläche I zeigte für die meisten der untersuchten Elemente die höchsten Konzentrationen. Bei der statistischen Analyse der Daten waren keine signifikanten Unterschiede der mittleren Elementkonzentrationen festzustellen. Ausnahme bildete Ge, dessen Konzentrationen zwischen den Flächen I und III, I und IV sowie I und VI signifikante Unterschiede zeigte. Innerhalb der jeweiligen Flächen ließen sich zudem keine Unterschiede zwischen den A- und B-Horizonten feststellen. Aufgrund der anstehenden Schlacken waren auf allen Flächen die Konzentrationen von As, Zn, Pb und Cd in den erfassten C-Horizonten signifikant höher als in den anderen zugehörigen Bodenhorizonten (Abb. 7).

#### 4.5 Potentiell pflanzenverfügbare Elemente

Für alle untersuchten Elemente konnte in beiden Extraktionsstufen ein klarer Trend von mit zunehmender Bodentiefe zunehmenden mobilen und säurelöslichen Elementanteilen vorgefunden werden (Tabellen 4 und 5). In beiden durchgeführten Extraktionsschritten zeigte Cd eine deutlich höhere Mobilität als die anderen untersuchten Elemente (Tabellen 4 und 5). Die höchste Konzentration war in der Probe IIA in der ersten Stufe zu finden. Die Cd-Konzentration in Stufe 1 erreichte hier bereits 66,9 % der Gesamtkonzentration auf dieser Fläche (Tabelle 4). Abgesehen davon waren die mobilen und potentiell pflanzenverfügbaren Cadmiumkonzentrationen auf Fläche III am höchsten. In den Lösungen des ersten Extraktionsschrittes war ein hoher Anteil von Zink auf den Flächen IC, IIA, IIIC (am höchsten mit 12,7 %) und VA zu erkennen (Tabelle 4). Hohe mobile Pb-Konzentrationen waren in den Proben VA (9,0 %), VB (10,7 %) und VIA (7,1 %) nachzuweisen. Hinsichtlich der säurelöslichen Elementfraktion (Stufe 2) lag der höchste Anteil von löslichem Pb (31,5 %) ebenfalls in Probe VB vor und sank in der Reihenfolge VIB (18,1 %) > IIB (14,8 %) > IIIA (15,4 %) > IIIC (13,6 %) (

Tabelle 5). In Probe IIIB waren die höchsten extrahierbaren Pb-Konzentrationen messbar, allerdings führte ein Messfehler zu einem Datenverlust für die säurelösliche Elementfraktion (Tabelle 5).



**Abb. 7:** Mittlere Gesamtelementkonzentrationen (MW  $\pm$  s; n = 3) der untersuchten Elemente in den Bodenproben (mg/kg). Die mit \* markierten Stichproben umfassen nur zwei Proben.

**Fig. 7:** Total concentrations (mean  $\pm$  sd, n = 3) of the investigated elements in soil samples (mg/kg). Means marked with an asterisk are based on only two samples.

Für As konnten die höchsten säurelöslichen Elementanteile in den Proben IIIB und IIIC (4,8 und 5,2 %) sowie in Probe VB (5,2 %) vorgefunden werden. Der mobile und austauschbare Elementanteil für As war nur geringfügig geringer, zeigte aber ebenfalls mit 3,1 % in Probe IIIC ein Maximum.

Im Vergleich zu den betrachteten toxischen Elementen war die Mobilität von Ge und La auf den Haldensubstraten deutlich geringer (La < 1 %; Ge < 2 %). Nur in Probe IB waren mit 2,2 % leicht erhöhte Anteile von mobilem Ge und in Probe VIA erhöhte Anteile von mobilem La (1,2 %) nachweisbar. Andererseits lagen die höchsten Konzentrationen von säurelöslichem Ge in Probe IVA (1,3 % Ge) und zeigten für La maximale Werte (2,6 %) in Probe IIIC.

## 4.6 Elementkonzentration in der Haldenvegetation

### 4.6.1 Elementkonzentrationen in Pflanzen der Krautschicht am Beispiel von *Calamagrostis epigejos*

In allen gemessenen Proben lag die Konzentration für As unter der Nachweisgrenze des verwendeten Analyseverfahrens (ICP-MS, Konzentration in Sprossbiomasse < 0,5  $\mu$ g/g). Für die Elemente Pb, Cd, Zn und La wies *C. epigejos* auf den Untersuchungsflächen II und VI die höchsten Konzentrationen in der Sprossbiomasse auf, die hier etwa um den Faktor 2–3 höher lagen als auf den anderen Untersuchungsflächen (Abb. 8). Die niedrigsten Konzentrationen dieser Elemente wurden dagegen auf den Untersuchungsflächen I und III gemessen. Ge wurde auf allen Untersuchungsflächen in ähnlicher Konzentration im Pflanzenmaterial von *C. epigejos* bestimmt, wobei die Konzentration der Pflanzen auf den Flächen I, IV und VI leicht erhöht waren. Aufgrund des geringen Datenumfangs (n = 2) konnte allerdings keine statistische Analyse der Ergebnisse durchgeführt werden.

**Tabelle 4:** Prozentualer Anteil der leicht freisetzbaren, mobilen und an Austauschger gebundenen Elementfraktionen an der Gesamtelementkonzentration in den Bodenproben, ermittelt durch eine sequenzielle Extraktion (MW  $\pm$  SD; n = 3).

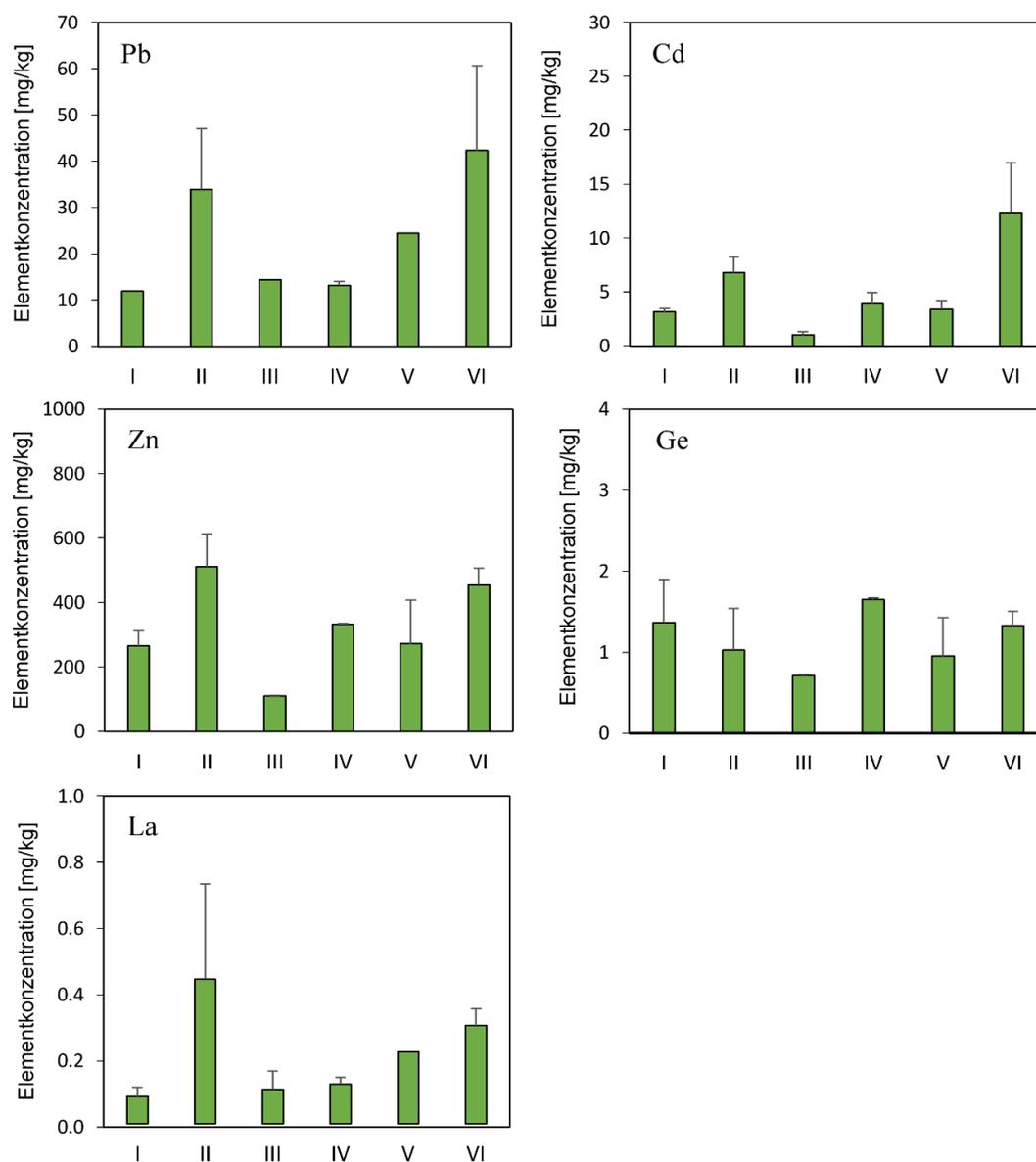
**Table 4:** Mean percentages of the easily releasable, mobile and exchanger-bound element fractions of the total element concentration in the soil determined by sequential extraction (mean  $\pm$  SD; n = 3).

Fläche	Horizont	Zn [%]	Ge [%]	As [%]	Cd [%]	La [%]	Pb [%]
I	A	0,4 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	4,0 $\pm$ 1,6	0,4 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1
	B	1,5 $\pm$ 1,7	2,2 $\pm$ 0,8	0,8 $\pm$ 0,5	14,8 $\pm$ 14,9	0,3 $\pm$ 0,0	0,7 $\pm$ 0,6
	C	7,0 $\pm$ 9,6	1,9 $\pm$ 0,9	1,2 $\pm$ 1,7	23,9 $\pm$ 31,4	0,3 $\pm$ 0,1	0,9 $\pm$ 0,8
II	A	4,4 $\pm$ 1,6	1,4 $\pm$ 1,3	0,5 $\pm$ 0,1	66,9 $\pm$ 13,4	0,4 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,3
	B	2,3 $\pm$ 1,6	1,6 $\pm$ 1,5	0,9 $\pm$ 1,0	23,4 $\pm$ 14,2	0,8 $\pm$ 0,2	3,1 $\pm$ 2,8
III	A	2,3 $\pm$ 0,3	1,2 $\pm$ 0,3	2,0 $\pm$ 2,4	38,5 $\pm$ 3,8	0,4 $\pm$ 0,1	1,4 $\pm$ 0,6
	B	1,4 $\pm$ 1,0	1,0 $\pm$ 0,2	2,3 $\pm$ 1,9	29,3 $\pm$ 17,5	0,3 $\pm$ 0,1	47,5 $\pm$ 44,9
	C	12,7 $\pm$ 17,8	1,0 $\pm$ 0,3	3,1 $\pm$ 4,1	45,4 $\pm$ 61,6	0,8 $\pm$ 0,8	1,7 $\pm$ 1,6
IV	A	1,5 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,9	0,2 $\pm$ 0,0	16,7 $\pm$ 1,1	0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,01
	B	1,1 $\pm$ 0,8	0,7 $\pm$ 0,0	1,6 $\pm$ 1,1	14,6 $\pm$ 16,0	0,2 $\pm$ 0,1	1,2 $\pm$ 1,0
V	A	4,5 $\pm$ 1,8	0,8 $\pm$ 0,2	1,9 $\pm$ 1,5	29,0 $\pm$ 8,8	0,8 $\pm$ 0,4	9,0 $\pm$ 8,0
	B	1,5 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,1	0,9 $\pm$ 0,1	16,1 $\pm$ 3,7	0,2 $\pm$ 0,1	13,2 $\pm$ 10,7
VI	A	2,6 $\pm$ 1,1	0,7 $\pm$ 0,2	1,1 $\pm$ 1,0	28,2 $\pm$ 11,5	1,2 $\pm$ 1,1	8,5 $\pm$ 6,5
	B	2,6 $\pm$ 2,0	0,6 $\pm$ 0,1	1,2 $\pm$ 0,9	25,3 $\pm$ 19,9	0,9 $\pm$ 0,5	2,7 $\pm$ 2,6

**Tabelle 5:** Prozentualer Anteil der säurelöslichen Elemente an der Elementkonzentration im Boden ermittelt durch eine sequenzielle Extraktion (MW  $\pm$  SD; n = 3).

**Table 5:** Mean percentages of acid-soluble element contents of the total element concentration in the soil determined by sequential extraction (mean  $\pm$  SD; n = 3).

Fläche	Horizont	Zn [%]	Ge [%]	As [%]	Cd [%]	La [%]	Pb [%]
I	A	0,9 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,2	2,7 $\pm$ 1,0	1,1 $\pm$ 0,3	3,0 $\pm$ 0,7
	IB	3,5 $\pm$ 3,9	0,8 $\pm$ 0,5	1,6 $\pm$ 1,4	10,4 $\pm$ 10,7	1,1 $\pm$ 0,1	7,7 $\pm$ 8,4
	C	11,6 $\pm$ 10,4	1,0 $\pm$ 0,2	2,6 $\pm$ 3,2	16,1 $\pm$ 20,9	1,2 $\pm$ 0,7	9,2 $\pm$ 9,7
II	A	6,7 $\pm$ 1,0	0,6 $\pm$ 0,5	1,3 $\pm$ 0,2	33,4 $\pm$ 2,5	1,3 $\pm$ 0,2	1,6 $\pm$ 0,5
	B	4,4 $\pm$ 3,1	0,7 $\pm$ 0,7	2,6 $\pm$ 0,2	13,4 $\pm$ 11,9	2,2 $\pm$ 0,4	14,8 $\pm$ 16,5
III	A	5,7 $\pm$ 1,2	0,7 $\pm$ 0,2	3,5 $\pm$ 3,1	29,8 $\pm$ 6,9	1,5 $\pm$ 0,4	15,4 $\pm$ 4,8
	B	3,4 $\pm$ 2,3	0,5 $\pm$ 0,2	4,8 $\pm$ 0,4	20,2 $\pm$ 12,6	1,3 $\pm$ 0,1	-
	C	18,9 $\pm$ 26,0	0,6 $\pm$ 0,2	5,2 $\pm$ 6,5	27,0 $\pm$ 36,0	2,6 $\pm$ 3,2	13,6 $\pm$ 15,4
IV	A	12,8 $\pm$ 2,6	1,3 $\pm$ 0,3	0,4 $\pm$ 0,1	58,4 $\pm$ 9,9	1,3 $\pm$ 0,1	2,7 $\pm$ 0,1
	B	5,9 $\pm$ 5,6	0,8 $\pm$ 0,2	3,5 $\pm$ 2,2	16,3 $\pm$ 10,9	1,7 $\pm$ 0,4	8,3 $\pm$ 7,0
V	A	5,0 $\pm$ 2,5	0,8 $\pm$ 0,3	2,1 $\pm$ 2,0	32,4 $\pm$ 5,8	0,7 $\pm$ 0,5	7,5 $\pm$ 8,0
	A	4,6 $\pm$ 0,2	0,8 $\pm$ 0,3	5,2 $\pm$ 2,4	13,9 $\pm$ 5,7	0,8 $\pm$ 0,2	31,5 $\pm$ 32,7
VI	A	2,9 $\pm$ 0,7	0,7 $\pm$ 0,2	1,7 $\pm$ 1,2	20,6 $\pm$ 7,1	1,5 $\pm$ 0,7	11,1 $\pm$ 7,4
	B	8,3 $\pm$ 6,9	0,8 $\pm$ 0,1	3,9 $\pm$ 3,0	16,9 $\pm$ 13,6	2,3 $\pm$ 0,6	18,1 $\pm$ 17,5



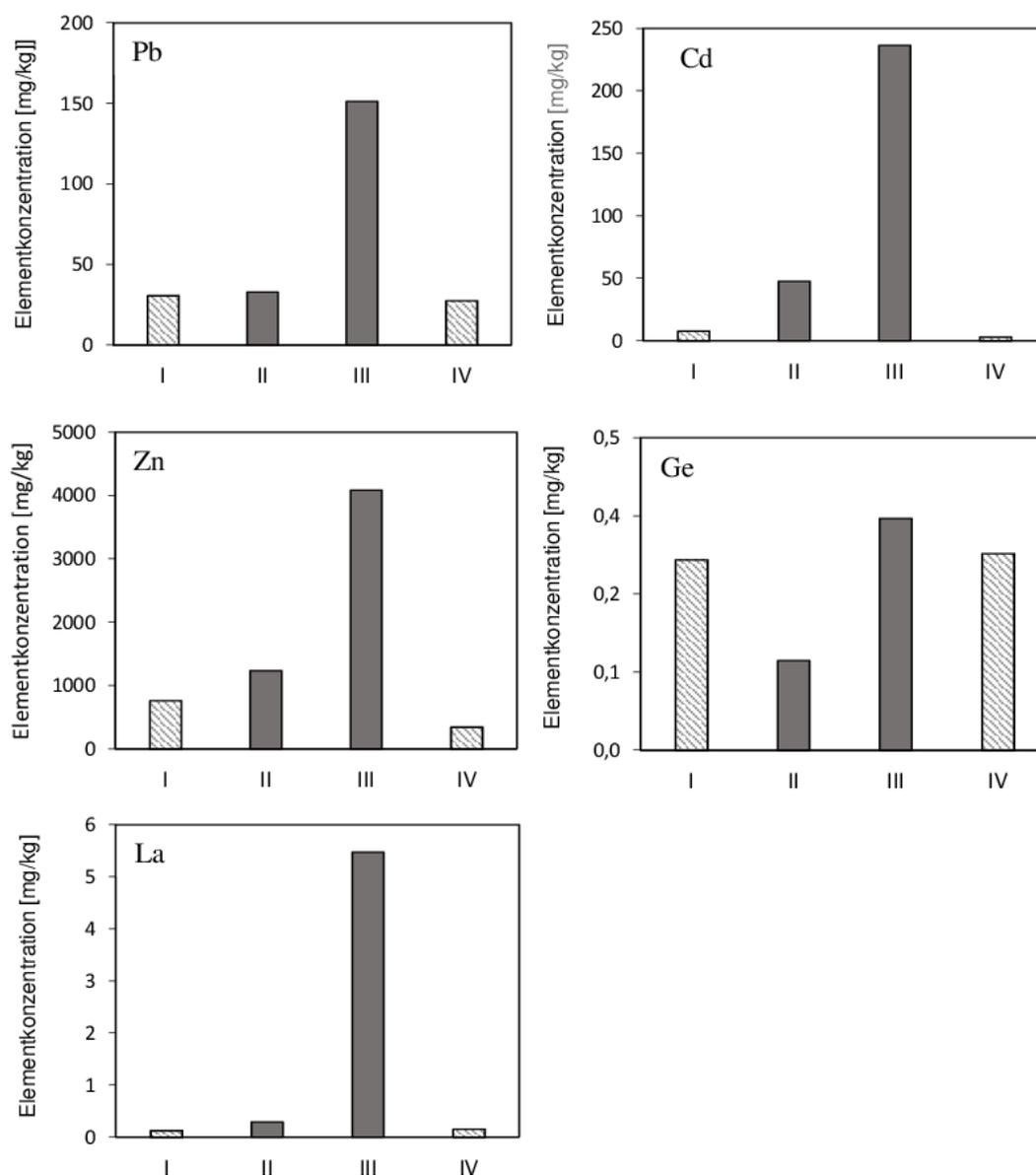
**Abb. 8:** Mittlere Konzentrationen von Pb, Cd, Zn, Ge und La in den Sprossproben von *Calamagrostis epigejos* über alle Untersuchungsflächen.

**Fig. 8:** Average concentrations of Cd, Zn, Pb, Ge and La in shoot samples of *Calamagrostis epigejos* from all study sites.

#### 4.6.2 Elementkonzentrationen in Gehölzen am Beispiel vom *Pinus sylvestris* und *Salix spec.*

Die Elementkonzentrationen der potentiell toxischen Spurenelemente Zn, Cd und Pb sowie Ge und La in den Blättern von *Pinus sylvestris* und *Salix spec.* sind für die Untersuchungsflächen I, II, III und IV in Abb. 9 dargestellt. Analog zu den Ergebnissen für *C. epigejos* lagen auch hier die Konzentrationen für As unterhalb der Nachweisgrenze von  $0,5 \mu\text{g/g}$ . Da die beiden untersuchten Pflanzenarten nicht auf allen Untersuchungsflächen beprobt werden konnten, erfolgt ein Vergleich der Elementaufnahme in *P. sylvestris* nur zwischen Untersuchungsfläche I und IV, während ein Vergleich für *Salix spec.* zwischen den Flächen II und III möglich ist.

In *Salix spec.* konnten für alle untersuchten Elemente insbesondere in Blättern von Individuen von Untersuchungsfläche III die höchsten Konzentrationen gemessen werden ( $150 \mu\text{g/g}$  Pb,  $240 \mu\text{g/g}$  Cd,  $4000 \mu\text{g/g}$  Zn,  $0,4 \mu\text{g/g}$  Ge und  $5,5 \mu\text{g/g}$  La). Im Vergleich dazu waren sowohl die Konzentrationen der anderen *Salix*-Individuen von Fläche II als auch der Proben von *P. sylvestris* (Fläche I–4) um den Faktor 5–10 niedriger. Die vorgefundenen Unterschiede in den Elementkonzentrationen zwischen den Arten und Aufnahmeflächen waren für Ge am schwächsten ausgeprägt. Auch für Pb und La waren unabhängig von der Pflanzenart die Unterschiede in den Blattkonzentrationen in Pflanzen der Aufnahmeflächen I, II und IV relativ gering. Für Cd und Zn war dagegen festzustellen, dass diese Elemente in Blättern von *Salix spec.* unabhängig von der beprobten Fläche, am stärksten angereichert wurden.



**Abb. 9:** Mittlere Konzentrationen von Pb, Cd, Zn, Ge, La in den Blattproben von *Pinus sylvestris* (schraffiert) und *Salix spec.* (ausgefüllt) auf den unterschiedlichen Untersuchungsflächen (n = 2).

**Fig. 9:** Concentrations of Pb, Cd, Zn, Ge and La (n = 2) in leaf samples of *Pinus sylvestris* (hatched) and *Salix spec.* (filled).

## 5. Diskussion

### 5.1 Bewertung der Elementkonzentrationen in den Haldensubstraten

Aufgrund der auf der Halde „Hohe Esse“ abgelagerten Schlacken waren die Elementkonzentrationen von potenziell toxischen Elementen (As, Pb, Cd und Zn) erwartungsgemäß deutlich gegenüber den geogenen Hintergrundkonzentrationen erhöht. Vergleichswerte aus der Literatur zu den Elementkonzentrationen der Elemente As, Pb, Cd, Zn, Ge und La sind in Tabelle 6 dargestellt. Die für das Untersuchungsgebiet ermittelten Elementkonzentrationen der potentiell toxischen Elemente lagen im Mittel für As zwischen 103 und 920 mg/kg, für Pb zwischen 240 und 3.590 mg/kg, für Cd zwischen 1,2 und 26,9 mg/kg und für Zn zwischen 471 und 2.420 mg/kg und überschritten die geogenen Hintergrundwerte nach Kabata-Pendias (2011) um ein Vielfaches (Tabelle 6). Die gemessenen Konzentrationen von As und Pb überschritten auch die Prüfwerte nach Anhang II der BBodSchV. Bei einem Vergleich der Belastungssituation des Untersuchungsgebietes mit den Elementkonzentrationen der Spülhalde Davidschacht (Wiche et al. 2018b), die in 4 km Entfernung zur beprobten Halde „Hohe Esse“ liegt, wird ersichtlich, dass die gemessenen Konzentrationen der Elemente Pb, Cd und Zn im Untersuchungsgebiet der „Hohen Esse“ über den Werten der Spülhalde Davidschacht liegen. Die Konzentration von As wird jedoch deutlich unterschritten. Das ist darauf zurückzuführen, dass die aufgeschütteten Materialien im Bereich der Spülhalde

Davidsschacht Restprodukte aus einem Flotationsverfahren waren, aus welchem Spülsande mit hohen As-Konzentrationen hervorgingen (Wiche et al. 2018b). Weiterführende chemische Vergleiche der unterschiedlichen Reststoffe zwischen den Halden „Davidsschacht“ und „Hohe Esse“ sind allerdings aufgrund der unterschiedlichen zugrundeliegenden Aufbereitungsverfahren nicht möglich.

In Tabelle 6 ist ersichtlich, dass die im Untersuchungsgebiet ermittelten Werte die Werte des mineralischen Oberbodens in der *Umgebung* der „Hohen Esse“ (LfULG, 2001) überstiegen. Andererseits waren nur geringe Unterschiede zwischen den Werten, die in dieser Arbeit ermittelt wurden und den Werten des mineralischen Oberbodens von *Halden* im Bereich der „Hohen Esse“ zu verzeichnen (LfULG, 2001).

An dieser Stelle muss betont werden, dass die in dieser Arbeit beprobten Bodenhorizonte zumeist im Tiefenbereich der aufgebrauchten Bodenmaterialien lagen und damit methodisch vergleichbar sind. Eine Beprobung der eigentlichen oberflächennahen Schlacken erfolgte lediglich auf Fläche I und III (siehe Abb. 7). Die hohen Konzentrationen von As, Pb, Cd und Zn im Bodensubstrat, insbesondere in den Grenzbereichen zwischen Schlackekörper und Bodensubstrat (Übergang B/C-Horizont) könnten daher aus einer vertikalen Verlagerung der Elemente aus den Schlacken in das aufgebrauchte Bodensubstrat resultieren. Die im humosen Oberboden gefundenen Elementmineralisierungen stammen dagegen vermutlich aus anderen Quellen und es ist denkbar, dass diese Elemente bereits in dem zur Sanierung verwendeten Bodensubstrat vorhanden waren und ebenfalls aus anthropogenen Quellen stammen.

Im Gegensatz dazu entsprachen die Elementkonzentrationen für Ge (1,48–3,01 mg/kg) und La (19,5 und 38,3 mg/kg) weitgehend den zu erwartenden geogenen Hintergrundkonzentrationen der Erdkruste und den mittleren globalen Bodenkonzentrationen nach Kabata-Pendias (2011). Auch lagen die ermittelten Ge-Elementkonzentrationen im Konzentrationsbereich der untersuchten Flächen von Wiche et al. (2014). Diese Elemente stammen daher mit großer Wahrscheinlichkeit nicht aus anthropogenen Quellen und unterlagen keiner Anreicherung im Zuge der Bergbauaktivität.

## 5.2 Verteilung der erfassten Zielelemente auf den Haldensubstraten

Die Elementkonzentrationen auf dem Plateau der Halde schwankten stark und zeigten eine sehr heterogene Verteilung ohne erkennbares Muster. Bei dem Vergleich der Gesamtkonzentrationen von As, Pb, Cd, Zn und La auf den Untersuchungsflächen pro Bodenhorizont konnten keine statistisch signifikanten Unterschiede festgestellt werden, was auch aus einer vergleichsweise geringen Probenzahl resultieren könnte (Abb. 7). Tendenziell waren aber auf Fläche I für alle untersuchten Elemente die höchsten Konzentrationen nachzuweisen. Für Ge waren auf dieser Fläche die Konzentrationen in allen Horizonten signifikant höher im Vergleich zu den Flächen III, IV und VI (Abb. 7). Es ist denkbar, dass die erhöhten Konzentrationen auf Fläche I auf einen Wechsel in den Substrateigenschaften zurückzuführen sind. Allerdings waren auch für die anderen erfassten Bodenparameter (pH, EC, SOM) und die Makronährstoffe  $N_{min}$ ,  $PO_4^{3-}$  keine signifikanten Unterschiede zwischen dieser und anderen Flächen nachweisbar, was die Interpretation der gefundenen Ergebnisse zusätzlich erschwert.

**Tabelle 6:** Vergleich der Gesamtelementkonzentrationen (As, Pb, Cd, Zn, Ge und La) und pH-Werte auf der Schlackenhalde „Hohe Esse“ mit Literaturwerten zu mittleren geogenen Hintergrundwerten, mittleren globalen Bodenkonzentrationen nach Kabata-Pendias (2011), Prüfwerten des Anhangs II der BBodSchV, Elementkonzentrationen der Spülhalde Davidsschacht (Wiche et al. 2018b) und Werten des Sondermessnetz Freibergs für verschiedene Bodenhorizonte im Bereich der Halde „Hohe Esse“ (LfULG 2001).

**Table 6:** Comparison of total element concentrations (As, Pb, Cd, Zn, Ge and La) and pH values on the slag heap “Hohe Esse” with values given in the literature on mean geogenic background values, mean global soil concentrations according to Kabata-Pendias (2011), test values of Annex II of the BBodSchV, element concentrations of the flotation tailing “Davidsschacht” (Wiche et al. 2018b) as well as data from the Freiberg special monitoring network for various soil horizons in the “Hohe Esse” area (LfULG 2001).

Elemente (mg/kg) und pH-Wert	„Hohe Esse“	Geogener	Bodenkon-	Prüfwerte BBodSchV (Anhang II)	Spülhalde Davidsschacht (Wiche et al. 2018b)	Werte Sondermessnetz Freiberg im Bereich der „Hohen Esse“ (LfULG 2001)		
		Hinter- grundwert Kabata- Pendias (2011)	zentration Kabata- Pendias (2011)			Organische Auflage	Mineralischer Oberboden	Mineralischer Oberboden von Halden
As	103–920	1,8	6,83	25–140	3.338–18.345	170–340	277–560	87–140
Pb	240–3.590	15	27	200–2.000	176–997	1.660–3.370	765–1230	2.330–4.520
Cd	1,2–26,9	0,1	0,41	10–60	1–12	5,1–8,7	6,6–6,8	17–32
Zn	471–2.420	70	70	–	128–1.109	160–307	229–428	513–1.090
Ge	1,5–3,0	1,5	2	–	–	–	–	–
La	19,5–38,3	30	27	–	11,3–20,6	–	–	–
pH-Wert	6,6–8,2	–	–	–	4,1–6,2	3,0–3,5	5,0–5,5	–

Neben der heterogenen Verteilung der Elementkonzentrationen im Untersuchungsgebiet weisen die einzelnen Untersuchungsflächen auch unterschiedliche Verteilungen der Elementkonzentrationen im Hinblick auf ihren Tiefenverlauf auf. Bei dem C-Horizont handelt es sich im Allgemeinen um die abgelagerten Schlacken. Der A-Horizont besteht aus Bodenmaterial (Erdaushub und Oberboden). Dieser stammte aus dem nahen Umfeld der Halde und diente als Abdeckung/Rekultivierungsschicht (Mollée 2013).

Innerhalb einer Fläche ließen sich nur geringe Unterschiede zwischen den mittleren Gesamtelementkonzentrationen in den A- und B-Horizonten feststellen; die Werte beider Horizonte waren im Verhältnis zu den anderen Flächen in ähnlichen Wertebereichen. Ein gepaarter t-Test führte aufgrund der geringen Stichprobenzahl zu keinen signifikanten Unterschieden. Auf Flächen, auf denen ein C-Horizont (Schlacke) beprobt werden konnte (Fläche I und III, Abb. 7) waren allerdings jeweils die höchsten Konzentrationen von As, Zn, Pb und Cd in den Schlacken nachweisbar, was aufgrund der chemischen Beschaffenheit der abgelagerten Mineralsubstrate und vertikaler Elementverlagerungen mit dem Sickerwasser zu erwarten war.

Für Arsen war ersichtlich, dass die A-Horizonte (Fläche I, V und VI) niedrigere Werte als der jeweilige B-Horizont aufwiesen. Dagegen waren auf den Flächen II, II und IV sinkende Konzentrationen mit steigender Bodentiefe vorzufinden. Es ist denkbar, dass die höheren Konzentrationen im Unterboden durch eine Verlagerung von Elementen mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten entstanden. Da As unter natürlichen Bedingungen vorwiegend mobil als Oxyanion vorliegt (Brookins 1988; Takeno 2005; Langmuir et al. 2014; Reimann et al. 2014; Kendall et al. 2017), können auch Anreicherungen in den A-Horizonten auftreten, wenn die hydraulischen Bodenverhältnisse einen Kapillarwasseraufstieg begünstigen und/oder Elementverlagerungen durch Pflanzenwachstum („biological pumping“) stattfinden (Wiche et al. 2018b). So können Elemente, die von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen und in oberirdische Pflanzenteile verlagert wurden nach dem Absterben der Pflanze zu einer Erhöhung der Elementkonzentrationen im Oberboden beitragen (Lucas 2001). Es muss an dieser Stelle hervorgehoben werden, dass für die Elemente Pb, Cd und Zn keine entsprechenden Muster gefunden wurden, was auf andere Verlagerungs- und Depositionsprozesse zurückgeführt werden könnte, die sich räumlich und zeitlich überlappen. Zhanbin et al. (2013) konnten zeigen, dass Zn in der Bodenlösung mit der Verdunstung von Bodenwasser in obere Bodenschichten migriert und Hecht et al. (2017) konnten eine vertikale Verlagerung von Elementen mit dem Sickerwasser in Spülsanden nachweisen. Für Ge und La konnten Konzentrationsänderungen in Abhängigkeit der Tiefe vorgefunden werden (Abb. 7). Das ist zum einen dadurch begründet, dass die Konzentrationen dieser Elemente nicht anthropogen beeinflusst sind und in dem künstlich aufgebracht Substrat und den Schlacken mit ähnlichen Konzentrationen vorhanden waren. Zudem sind Ge und Elemente der Seltenen Erden aufgrund von zahlreichen Interaktionen mit Bodenorganik, Tonmineralen und Oxidhydroxiden durch eine niedrige Mobilität charakterisiert (Reimann & De Caritat 1998; Wiche et al. 2017; Wiche et al. 2018a; Galhardi et al. 2019).

### 5.3 Mobilität der potentiell toxischen Elemente sowie Ge und La in den Haldensubstraten

Ob ein Element im Boden mobil ist, hängt von dessen Speziation ab, welche wiederum grundlegend von einer Vielzahl von Bodenparametern (pH, eLF, Organikgehalt Tongehalt, Textur, KAK, Redoxpotential) bestimmt wird (Brookins 1988; McBride 1994; Reimann & de Caritat 1998; Takeno 2005; Blume et al. 2010; Langmuir et al. 2014; Reimann et al. 2014; Kendall et al. 2017; Galhardi et al. 2019). Auf den beprobten Bodensubstraten sank die Mobilität der untersuchten Zielelemente in der Reihenfolge  $Cd > Pb/Zn > As > Ge > La$ . Diese Resultate decken sich mit den in Wiche et al. (2018b) ermittelten Ergebnissen für die Spülhalde Davidschacht sowie den Angaben zur Mobilität von Reimann & de Caritat (1998) und Blume et al. (2010). Aufgrund der chemischen Ähnlichkeit zwischen Cd, Zn und Pb war eine erhöhte Mobilität eines dieser Elemente durch die unterschiedlichen pH-Bedingungen auf den Untersuchungsflächen auch in einer Erhöhung der Mobilität der anderen Elemente dieser Gruppe zu erkennen (Tabellen 4 und 5).

Die pH-Werte der Flächen I–VI lagen in einem Bereich von 6,6 bis 8,2. Diese Werte sind normal für Böden in Mitteleuropa (Schroeder 1992; Langmuir et al. 2014; Reimann et al. 2014), wobei alkalische pH-Werte in der Region Freiberg ausschließlich in gekalkten Ackerböden auftreten. Es ist daher davon auszugehen, dass die alkalischen pH-Werte auf den Haldensubstraten ebenfalls anthropogenen Ursprungs sind (vgl. Schroeder 1992).

Die niedrigen pH-Werte auf den Flächen II und VI (Abb. 3) begünstigen prinzipiell einen Boden-Pflanzen-Transfer von Elementen. Allerdings konnte eine verstärkte Mobilität der Zielelemente nur für Cd nachgewiesen (Tabelle 4). Die höchsten austauschbaren Cd-Konzentrationen waren auf der schwach sauren Fläche II messbar (Tabelle 4), während tendenziell auf den Flächen mit alkalischen pH-Werten (Fläche III und IV) höhere austauschbare Zn- und Pb-Konzentrationen gefunden wurden. In der Vergangenheit stattgefunden Mobilisierungs- und Verlagerungsprozesse können bei diesen Ergebnissen eine Rolle spielen, die erhobenen Daten lassen aber keine weiteren Interpretationen zu. Es konnten keine Wechselbeziehungen zwischen den anderen erfassten Bodenparametern (EC, SOM) und den mobilen Elementfraktionen von As, Pb, Cd und Zn festgestellt werden. Auch zeigte die säurelösliche Elementfraktion keine signifikanten Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen und Bodenhorizonten, was auf eine relativ gleichmäßige Verteilung von mobilisierbaren Elementen in den beprobten Bodensubstraten hinweist (Tabelle 5). Allerdings konnte eine signifikant positive Korrelation ( $p < 0,05$ ) zwischen den mittleren Organikgehalten und den Ge-Konzentrationen auf den Untersuchungsflächen gefunden

werden, was über die organophilen geochemischen Eigenschaften dieses Elementes erklärt werden kann (vgl. Wiche et al. 2018a). Insbesondere auf Fläche IV, auf der Klärschlammablagerungen zu vergleichsweise hohen Organikgehalten führten (Abb. 5) waren die höchsten säurelöslichen Ge- und Cd-Konzentrationen im Oberboden des Untersuchungsgebietes zu finden.

#### 5.4 Potentielle Verfügbarkeit der potentiell toxischen Elemente sowie Ge und La und die Aufnahme dieser Elemente in *Calamagrostis epigejos*, *Pinus sylvestris* und *Salix spec.*

Für die nähere Untersuchung des Boden-Pflanze-Transfers von Elementen des Haldenkörpers wurden folgende Pflanzenarten ausgewählt, die an höhere Schwermetallgehalte im Boden angepasst sind (vgl. Ahonen-Jonnarh & Finlay 2001; Vyslouzilová et al. 2003; Harada et al. 2011): *Salix spec.* (Weide), welche auf den Flächen II und III vorkam und die Wald-Kiefer *Pinus sylvestris*, welche auf den Flächen I und IV auftrat.

Grundsätzlich ist der Toleranzgrad einer Pflanze immer von der örtlichen Schwere der Bodenverunreinigung und des Pflanzenalters abhängig (Watmough & Dickinson 1995). Bei keiner der erfassten Individuen konnten auffällige Stresssymptome (Verfärbungen etc.) beobachtet werden, was für eine hohe Schwermetalltoleranz spricht (Pulford & Watson 2002). Um die Toleranz der Pflanzen bei Schwermetallstress weiter zu beurteilen spielt die Biomasse eine wichtige Rolle. Nach Ernst (1976) wird die Biomasseproduktion um 20–50% durch die benötigte Energie zur Aufrechterhaltung der Schwermetalltoleranz verringert. Die Belastung der oberirdischen Pflanzenteile ist in der Regel deutlich geringer als die der Wurzel (Ernst 1976). Im Rahmen der Untersuchungen lag der Fokus allerdings auf den Sprosskonzentrationen und es wurden keine Wurzelproben entnommen. Bei der systematischen Beprobung von *C. epigejos* auf allen Untersuchungsflächen waren die höchsten Konzentrationen von Pb, Cd, Zn und La auf den schwach sauren Flächen II und VI festzustellen (Abb. 8), auf denen teilweise auch die höchsten Gehalte an austauschbarem Cd gefunden wurden (Tabelle 4). Gleichzeitig waren auf diesen Flächen die gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten (Abb. 4) und DL-Phosphat-Konzentrationen (Abb. 6) am niedrigsten, was durch einen Austrag von Elementen aus dem Bodenkörper und möglicherweise auch durch eine verstärkte Aufnahme in die vorhandenen Pflanzen begründet werden könnte. Dagegen waren die Konzentrationen dieser Elemente auf Fläche I und III am geringsten (Abb. 8), obwohl auf Fläche I die höchsten Gesamtkonzentrationen gemessen werden konnten. Allerdings war Fläche I durch niedrige Konzentrationen an austauschbaren und säurelöslichen Elementen (Tabellen 4 und 5) im A-Horizont gekennzeichnet, sodass die hier auftretende Elementbelastung eine geringe Pflanzenverfügbarkeit zeigte.

Hinsichtlich der Wertelementanreicherung waren auf Fläche I und IV Individuen von *C. epigejos* vorhanden, die mit 1,65 µg/g höhere Ge-Konzentrationen aufwiesen als die Gesamtkonzentration im Boden, was einerseits verdeutlicht, dass *C. epigejos* eine geeignete Pflanzenart für ein Phytomining von Ge ist und andererseits die Unabhängigkeit der Ge-Akkumulation von der Schwermetallaufnahme verdeutlicht (Wiche et al. 2017).

Die Probenahme von *Pinus sylvestris* erfolgte auf den Flächen I und IV. Die Flächen wiesen, wie bereits verdeutlicht, große Unterschiede hinsichtlich Elementkonzentration und Bodenchemie auf, allerdings waren die Konzentrationen aller untersuchten Elemente in *P. sylvestris* nahezu identisch (Abb. 9).

Bemerkenswert waren dagegen die hohen Konzentrationen aller Elemente in den Blättern der beprobten Individuen von *Salix spec.* (Abb. 9), die insbesondere auf Fläche III um eine Größenordnung höher waren als in *P. sylvestris* und auch deutlich höher waren als in *Salix spec.* auf Fläche II (Faktor 4). Gehölze aus der Gattung *Salix* gelten allgemein durch ihre hohe Biomasseproduktion, ihre effektive Nährstoffaufnahme und ihre hohe Evapotranspirationsrate als besonders stresstolerant (Pulford & Watson, 2002) und wurden daher als Hyperakkumulatoren für Cd und Zn beschrieben (Meers et al. 2007). Die extremen Unterschiede in der Elementakkumulation in *Salix spec.* zwischen Fläche II und III können anhand der erhobenen Daten nicht erklärt werden. Es ist davon auszugehen, dass die beprobten Gehölze mit ihren Wurzeln tiefere Bodenschichten erschließen können als die untersuchten Gräser, sodass ein Vergleich der erfassten Bodenparameter im Oberboden nur sehr eingeschränkt für die Erklärung der Sprosskonzentrationen in den Gehölzarten herangezogen werden kann.

Insgesamt war der Boden-Pflanze-Transfer anhand der Sprosskonzentrationen von Cd, Pb, Zn und La in den beprobten Gehölzen am deutlichsten nachweisbar und sank in den beprobten Pflanzenarten in der Reihenfolge *Salix spec.* > *P. sylvestris* = *C. epigejos*. Dagegen waren die Konzentrationen von Ge in *C. epigejos* auf allen untersuchten Flächen höher als in den beprobten Gehölzen, was sich gut mit Ergebnissen aus früheren Untersuchungen deckt und auf einer Verwechslung von Ge mit Si bei der Aufnahme von Si in Gräser beruht (Wiche et al. 2018a). Die Tatsache, dass As trotz hoher Substratkonzentrationen in keiner der untersuchten Pflanzenarten nachweisbar war, verdeutlicht die geringe Verfügbarkeit des Elementes für Pflanzen. Damit bildet As auf der Schlackehalde „Hohe Esse“ ein vielversprechendes Zielelement für eine Phytosanierung über Rhizostabilisierung, während die anderen untersuchten Elemente prinzipiell für eine Phytoextraktion zugänglich sind.

## 6. Summary

The post-mining landscape of the area of Freiberg (Saxony, Germany) is characterized by many abandoned mines, tailings and dump-fields which represent potential sources of environmental harmful elements. However, these sites may also contain a number of economically valuable elements (particularly germanium and rare earth

elements) which could be potentially recovered by phytomining. The aim of the present study was a geochemical characterization of substrates on the slag-heap „Hohe Esse“ situated in Halsbrücke near Freiberg. Six study sites were selected according to differences in vegetation composition. On each site, soil samples from the topsoil were collected together with plant samples from *C. epigejos*, *Salix spec.* and *P. sylvestris*. Total concentrations of arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb), zinc (Zn), germanium (Ge) and lanthanum (La) in soil and plant samples were measured (ICP-MS) together with selected physico-chemical soil properties (pH, EC, SOM, N<sub>min</sub>, DL-P). Additionally a two-step sequential extraction scheme was deployed to assess mobile/exchangeable elements (NH<sub>4</sub>-acetate, pH 7) as well as acid soluble element fractions (NH<sub>4</sub>-acetate, pH 4). Average total concentrations in the topsoil were 1,6 mg/g (Pb), 0,9 mg/g (Zn), 0,3 mg/g (As), 7,2 µg/g (Cd), 2,1 µg/g (Ge) and 28,3 µg/g (La). The pH-values ranged from 6,6 to 8,2. Total Ge concentrations correlated significantly positive with SOM considering all study sites. Considering all results from sequential extraction the mobility of elements decreased in the order Cd > Pb/Zn > As > Ge > La. Slightly acidic sites were characterized by a higher mobility and availability of all target elements and a high soil-plant-transfer. In fact, plant samples of *C. epigejos* collected from acidic sites contained higher concentrations of Cd, Pb and Zn in their shoots compared to those from alkaline sites. In *Salix spec.* concentrations of all toxic elements were more than one order of magnitude higher than in *C. epigejos*, while concentrations of *P. sylvestris* and *C. epigejos* were very similar, except for Ge. In all plant samples concentrations of As were below the detection limit of the analytical method used (ICP-MS). In conclusion, compared to other mine dumps (e.g. Davidschacht) the soil material found on the heap was relatively homogeneous which must be attributed to recultivation measures in the past. Moreover, the availability of potentially harmful elements was low compared to other mine tailings in the area of Freiberg. Phytoremediation measures appear to be promising options for future remediation measures in this area, preventing leaching of contaminants through rhizostabilization (As), phytoextraction of mobile pollutants (Cd, Pb, Zn, Ge, La), and reduction of rain water infiltration.

## 7. Quellenverzeichnis

### 7.1 Literaturquellen

- AD\_HOC\_Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. verbesserte und erweiterte Auflage, Hannover, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Adriano, C.D. (2001): Trace Elements in terrestrial environments. Springer, New York, USA.
- Ahonen-Jonnarh, U., Finlay, R.D. (2001): Effects of elevated nickel and cadmium concentrations on growth and nutrient uptake of mycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* seedlings. *Plant and Soil* 236: 129-138.
- Alloway, B.J. (1999): Schwermetalle in Boden. Analytik, Konzentration, Wechselwirkungen. Springer, Berlin.
- Bender, J., Grünhage, L. (1989): Aufnahme und Wirkung von Schwermetallen bei Waldbäumen: Bodenkontaminationsversuche mit Cadmium, Blei und Nickel. *Angewandte Botanik*, S. 81-93.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Brookins, D. G. (1988). Eh-pH Diagrams for Geochemistry, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 104-105..
- Brunold, C., Rügsegger, A., Brändle, R. (1996): Stress bei Pflanzen. UTB, Bern, Stuttgart, Wien.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica XVIII*, 3. Auflage, Verlag Erich Goltze GmbH, Göttingen.
- Ernst, W.H.O. (1976): Physiological and biochemical aspects of metal tolerance. In: Mansfield, T. A. (Hrsg.): Effects of air pollutants on plants. Cambridge University Press (Cambridge, London, New York, Melbourne) McBride, M. B. (1994). Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York.
- Franke, S. (2019): Giesserei Lexikon. Schiele & Schön, Berlin.
- Galhardi, J.A., Leles, B.P., de Mello, J.W.V., Wilkinson, K.J. (2019): Bioavailability of trace metals and rare earth elements (REE) from the tropical soils of a coal mining area, Science of the Total Environment.
- Golde, A. (2013): Das Freiburger Bergbaurevier. In: Baumbach, H., Sängler, H. & Heinze, M. (Hrsg.) (2013): Bergbaufolgelandschaften Deutschlands. Geobotanische Aspekte und Rekultivierung. Weissdorn-Verlag, Jena, S. 437-467.
- Greenwood N. N. & Earnshaw A. (1988): Chemie der Elemente. 1. Auflage. VCH, Weinheim, S. 1545.
- Gutte, P., Hardtke, H.J. & Schmidt, P. (2013): Die Flora Sachsen: Ein pflanzenkundlicher Exkursionsführer. Quelle & Meyer.
- Han, F., Shan, X.-Q., Zhang, J., Xie, Y.-N., Pei, Z.-G., Zhang, S.-Z., Zhu, Y.-G. & Wen, B. (2005): Organic acids promote the uptake of lanthanum by barley roots. *New Phytologist*, 165: 481-492.
- Harada, E., Hokura, A., Nakai, I., Terada, Y., Baba, K., Yazaki, K., Shiono, M., Mizuno, N. & Mizuno, T. (2011): Assessment of willow (*Salix sp.*) as a woody heavy metal accumulator: field survey and in vivo X-ray analyses. *Metallomics*, 12, 1340-1346
- 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 Davidschachthalde Freiberg. *Freiberg Ecology Online* 2: 113-137.
- Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., Kreißig, J. & Kotz, C. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Teil des Umweltforschungsplans des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 202 242 20/02, UBA-FB 000824. Umweltbundesamt, Dessau.

- Jäger, E. J., Müller, F., Ritz, C. M., Welk, E. & Wesche, K. (2013): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen: Atlasband. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Kabata-Pendias, A. (2011): Trace elements in soils and plants. 4. ed. Boca Raton, Fla.: CRC Press (Agriculture and environmental science).
- Kalambukattu, J. G., Singh, R., Patra, A. K. & Arunkumar, K. (2013): Soil carbon pools and carbon management index under different land use systems in the Central Himalayan region. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* Volume 63 (3): 200-205.
- Kendall, B., Dahl, T. & Anbar, A. D. (2017): The Stable Isotope Geochemistry of Molybdenum. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 82: 683–732.
- Lambers, H., Chapin, F. S. III, Pons, T. L. (2008): *Plant Physiological Ecology*. Springer, New York, 604 S.
- Langmuir, D., Chrostowski, P., Vigneault, B. & Chaney, R. (2014): Issue paper on the environmental chemistry of . U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- LfULG (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2000): *Bodenatlas des Freistaates Sachsen Teil 3*.
- Lottermoser, B. (2003): *Mine Wastes*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lucas, Y. (2001): The role of plants in controlling rates and products of weathering: importance of biological pumping. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 135-163.
- McBride, M. B. (1994): *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
- Meers, E., Vandecasteele, B., Ruttens, A. Vangronsveld, J. & Track, F.M.G. (2007): Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* 60: 57-68.
- Miao, Z., Nihat, H., McMillan, A. L. & Brusseau, M. L. (2013): Transport and fate of ammonium and its impact on uranium and other trace elements at a former uranium mill tailing site. *Applied Geochemistry* 38: 24-32.
- Mollée R (2013): Altlastenprojekt SAXONIA 1993-2013 - eine Retrospektive. SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH.
- Müller, F. (2004): *Verbreitungsatlas der Moose Sachsens*. lutra, Tauer.
- Mursaliyev, A. M., Sudnucyna, I. G. & Gorbunova, N. V. (1976): *Biochemical Inventarization of the Vegetation in Kirghiz Republic*. Izdat, Ilim, Frunze.
- Oberdorfer, E., Schwabe, A. & Müller, T. (2001): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Pälchen, W. & Walter, H. (2008): *Geologie von Sachsen, Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte*, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Pulford, I. D. & Watson, C. (2002): Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees — a review. *Environment International* 29: 529-540.
- Reimann, C. & de Caritat, P. (1998): *Chemical Elements in the Environment*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Reimann, C., Birke, M., Demetriades, A., Filzmoser, P. & O'Connor, P. (2014): *Chemistry of Europe's agricultural soils – Part A: Methodology and interpretation of the GEMAS data set*. *Geologisches Jahrbuch (Reihe B 102)*, Schweizerbarth, Hannover.
- Schmeil, O., Fitschen, J., Senghas, K. & Seybold, S. (2003): *Flora von Deutschland und angrenzender Länder. Ein Buch zum Bestimmen der wildwachsenden und häufig kultivierten Gefäßpflanzen*. 92. durchges. Aufl. Wiebelsheim, Quelle & Meyer.
- 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.) - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*, Dresden.
- Schroeder, D. (1992): *Bodenkunde in Stichworten*. Gebrüder Bornträger, Stuttgart.
- Schulz, D. (2013): *Rote Liste und Artenliste Sachsens - Farn- und Samenpflanzen*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Schulze, E.-D., Beck, E. & Müller-Hohenstein, K. (2002): *Pflanzenökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Statpoint Technologies, Inc. (1992-2010): *StatGraphics Centurion XVI*.
- Takeno, N. (2005): *Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of thermodynamic databases*. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. Tokyo, Geological Survey of Japan (No. 419).
- Vyslouzilová, M., Tlustoš, P. & Száková, J. (2003): Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant, Soil and Environment* 49 (12): 542–547.
- Watmough, S. A. & Dickinson, N. M. (1995): Dispersal and Mobility of Heavy Metals in relation to trees survival in an aerially contaminated woodland soil. *Environmental Pollution* 90 (2): 135-142.
- Wiberg, E., Wiberg, N. & Holleman, A. F. (2007): *Lehrbuch der anorganischen Chemie*. de Gruyter, Berlin.
- 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., Székely, B., Moschner, C. & Heilmeyer, H. (2018a): Germanium in the soil-plant system – a review. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 31938-31956.
- Wiche, O., Dreier, F., Ehrhardt, A., Gerisch, M. K., Jodoin, R., Keßler, S., Mißfeldt, T., Röder, M., Rumberg, C., Schulte, M. G. & Westhäuser, E. (2018b): *Mobilität von potentiell toxischen Spurenelementen in oberflächennahen Spülsanden der Spülhalde Davidschacht, Freiberg und deren Verlagerung in umliegende Flächen*. *Freiberg Ecology online* 4: 1-19.
- Zhanbin, L., Qinling, Z. & Peng, L. (2013): Distribution characteristics of available trace elements in soil from a reclaimed land in a mining area of north Shaanxi, China. *International Soil and Water Conservation Research, Volume 1(1)*: 65-75.

## 7.2 Internetquellen

- Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) (2019): Hydrologischer Atlas Deutschland <https://geoportal.bafg.de/mapapps/resources/apps/HAD/index.html?lang=de> (letzter Zugriff 17.11.2019).
- Klimadaten für Städte, Orte und Reiseziele Weltweit [www.climate-data.org](http://www.climate-data.org) (letzter Zugriff 8.11.2019).
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2001): Sondermessnetz Freiberg. Hrsg.: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. <https://www.boden.sachsen.de/sondermessnetz-freiberg-17502.html#a-17528> (letzter Zugriff 01.12.2019).
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2015): Hintergrundwerte für sächsische Böden - Angaben für Stoffgehalte, differenziert nach Substrat, Nutzung und Horizont. [https://www.boden.sachsen.de/download/boden/H\\_GW\\_BO\\_SN\\_2015\\_KW.pdf](https://www.boden.sachsen.de/download/boden/H_GW_BO_SN_2015_KW.pdf) (letzter Zugriff 08.11.2019).
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2019): Lithologie, Digitale Bodenkarte 1:50000, <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/default/index.xhtml;jsessionid=73D25778BFC5349580E696093A012121>. (letzter Zugriff 08.11.2019).
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2019): Thema Potentielle natürliche Vegetation (PNV) URL: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/default/index.xhtml;jsessionid=3259574E7215C102E62F86DA688308C3>, (letzter Zugriff 08.11.2019).
- Römpp, Enzyklopädie des Thieme-Verlags zu Chemie und angrenzenden Wissenschaften. <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/Welcome.do> (letzter Zugriff 12.11.2019).
- TU Bergakademie Freiberg: Geo- und Umweltportal Freiberg. <https://tu-freiberg.de/geo/gupf> (letzter Zugriff 20.12.2019).
- SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH: Revitalisierung kontaminierter Standorte und Haldenflächen in Freiberg. <https://tu-freiberg.de/sites/default/files/media/professur-fuer-ingenieurgeologie-6559/alt-fritz2.pdf> (letzter Zugriff 20.12.2019)

## Anschriften der Autor(inn)en:

Dittrich, Christine; Gustav, Karsten; Benyr, Vera; Drechsler, Lisa; Häuser, Lukas; Kadner, Julian; Kunisch, Nicolle; Leucht, Tina; Opitz, Tina; Rom, Alexandra; Röder, Eric; Schmidt, Eva; Schramm, Sebastian; Zerbs, Melanie; Wiche, Oliver\*: Institut für Biowissenschaften, AG Biologie / Ökologie, TU Bergakademie Freiberg, Leipziger Straße 29, 09599 Freiberg. E-Mail: [oliver.wiche@ioez.tu-freiberg.de](mailto:oliver.wiche@ioez.tu-freiberg.de)

Oettel, Patrick; Meißner, Sabine: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Halsbrücker Straße 34, 09599 Freiberg

\* Korrespondierender Autor