



Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Masterarbeit

The background features a large, faint watermark of the University of Leoben seal. The seal is circular and contains a shield with a hammer and pickaxe, a swan, and a lion. The text 'UNIVERSITAS LEOBENSIS' is visible around the perimeter of the seal.

Mobilität von Schwermetallen bei der  
thermisch unterstützten  
Bodenluftabsaugung

Julia Kern, BSc

November 2021



**EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG**

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt, und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

Ich erkläre, dass ich die Richtlinien des Senats der Montanuniversität Leoben zu "Gute wissenschaftliche Praxis" gelesen, verstanden und befolgt habe.

Weiters erkläre ich, dass die elektronische und gedruckte Version der eingereichten wissenschaftlichen Abschlussarbeit formal und inhaltlich identisch sind.

Datum 12.11.2021

---

Unterschrift Verfasser/in  
Julia Kern

## DANKSAGUNG

Diese Masterarbeit ist durch die Unterstützung und das Mitwirken von engagierten und höchst kompetenten Personen entstanden.

Zu allererst möchte ich mich ganz herzlich bei meinem Betreuer, assoz.Prof. Dipl.-Min. Dr.rer.nat. Daniel Vollprecht, für sein Engagement und seine weitreichende Hilfe bedanken. Durch seine Anregungen, Ideen und umfassende Kompetenz konnte ich die höchste Motivation für das Thema der vorliegenden Masterarbeit aufbringen.

Außerdem bedanke ich mich sehr für die Hilfe von Frau Theresa Sattler, MSc, die mich in die Welt der Mikroskopie und Mikrosonden-Analytik eingeführt hat. An dieser Stelle gilt mein Dank auch Frau Dr. Zaccarini vom Lehrstuhl der Rohstoffmineralogie der MUL, die durch ihre großzügige Unterstützung an der Mikrosonde einen wichtigen Beitrag zu dieser Masterarbeit geleistet hat.

Darüber hinaus bedanke ich mich bei dem Laborteam vom Lehrstuhl Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, das sich um viele Untersuchungen und Analysen in diesem Projekt gekümmert hat. Ich möchte mich auch bei Herrn Fritz Kittinger vom Lehrstuhl der Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes für seine Unterstützung bei der Thermogravimetrie und der Differenz-Thermoanalyse bedanken.

Mein Dank gilt auch allen Personen und Institutionen, welche die Bodenprobenahmen auf den Altlasten für dieses Projekt möglich gemacht haben und der Kommunalkredit Public Consulting, die das Projekt InnoBLA im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz im Rahmen des Programms „Altlastenforschung“ mit der Fördernummer B920029 fördert und mit deren Mitteln diese Arbeit entstanden ist.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei allen anderen Personen bedanken, die mich beim Verfassen und Verbessern dieser Masterarbeit unterstützt und motiviert haben.

## **Kurzfassung**

### **Mobilität von Schwermetallen bei der thermisch unterstützten Bodenluftabsaugung**

Altlasten mit organischen Kontaminationen wie leicht- bis schwersiedende Kohlenwasserstoffe sind in der heutigen Zeit sehr gut mit thermischen In-situ-Verfahren wie den festen Wärmequellen (thermal conductive heating, TCH) sanierbar. Schwermetalle, die auf co-kontaminierten Altlasten in Kombination mit organischen Kontaminationen auftreten können, werden durch diese Sanierungsmethode hingegen nicht entfernt. Durch Veränderungen in der Bodenstruktur während der thermischen Sanierung könnten die im Boden gebundenen Schwermetalle erneut mobilisiert werden.

Eine erneute Mobilisierung von Schwermetallen würde ein großes Umweltrisiko bedeuten, da sie auf diesem Weg ins Grundwasser gelangen und weitertransportiert werden können. Ob es jedoch zu einer erhöhten Mobilisierbarkeit von Schwermetallen kommt, ist während einer Sanierung mittels TCH bis dato noch nicht überwacht worden.

Um eine thermische Sanierung co-kontaminierter Altlasten durchführen zu können, benötigt man eine Studie, die eine Mobilisierbarkeit der vorliegenden Schwermetalle und damit die Schadstoffverfrachtung ausschließt, da diese entgegengesetzt zu dem Ziel einer Altlastensanierung stehen würden.

Folglich beschäftigt sich diese Masterarbeit mit der Untersuchung von insgesamt fünf Altlastenböden, bei welcher über pH-abhängige Elutionsverfahren gemäß EN 14429 und diversen mineralogischen und chemischen Untersuchungsmethoden geklärt wurde, wie sich die Speziation der Schwermetalle vor und nach einer thermischen Behandlung ändert und wie sich das auf ihre Auslaugbarkeit auswirkt.

Dabei zeigte sich, dass die Auslaugbarkeit von Barium und Blei bei einer Temperatur von 500 °C, von Zink bei 105 °C und von Chrom und Arsen bei 300 °C am höchsten war, während jene von Zink bei 300 °C am niedrigsten lag. Die geringe Mobilität von Blei im Temperaturbereich von 105 – 300 °C ließ sich durch die Bildung von schwerlöslichem Calciumbleiphosphat erklären. Bei einer anderen Probe war die silikatische Bindung von Blei für eine hohe Auslaugung verantwortlich. Daraus kann gefolgert werden, dass eine silikatische Blei-Verbindung eine hohe Mobilität bewirkt, eine Bindung in Calciumbleiphosphat hingegen mit einer geringen Mobilität einhergeht.

## **Abstract**

### **Mobility of heavy metals during thermally enhanced soil vapour extraction**

Contaminated sites with organic contamination such as low to high boiling hydrocarbons can now be remedied very well with thermal in situ methods such as solid heat sources (thermal conductive heating, TCH). Heavy metals that can occur on co-contaminated sites in combination with organic contaminations, on the other hand, are not removed by this remediation method. The heavy metals bound in the soil could be mobilized again through changes in the soil structure during thermal remediation.

Renewed mobilization of heavy metals would cause a major environmental risk, as they could be transferred into the groundwater and spread. However, whether there is an increased mobilization of heavy metals has not yet been monitored during a remediation using TCH.

In order to be able to carry out a thermal remediation of co-contaminated sites, a study is required that excludes the mobilization of the heavy metals and thus the transport of pollutants, since a relocation of pollutants would be contrary to the goal of contaminated site remediation.

Therefore, this master's thesis deals with the investigation of five contaminated soils, in which pH-dependent leaching tests in accordance with EN 14429 and various mineralogical and chemical investigation methods are intended to clarify how the speciation of heavy metals changes before and after thermal treatment and how these changes affects their leachability.

The results show that the leachability of barium and lead was highest at a temperature of 500 °C, of zinc at 105 °C and of chromium and arsenic at 300 °C, while the leachability of zinc was lowest at 300 °C. The low mobility of lead in the temperature range of 105 – 300 °C could be explained by the formation of poorly soluble calcium lead phosphate. In another sample, the silicate binding of lead was responsible for a high level of leaching. From this it can be concluded that a silicate lead compound causes high mobility, whereas a bond in calcium lead phosphate is associated with low mobility.

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>3</b>
1.1 Sanierung von Altlasten .....	3
1.2 Grundlagen zum Projekt InnoBLA.....	6
1.3 Grundlagen zu Schwermetallen .....	8
1.3.1 Allgemeines .....	8
1.3.2 Herkunft und Toxizität der Schwermetalle .....	11
1.3.3 Einflussgrößen der Schwermetallmobilität.....	13
1.4 Problemstellung .....	32
1.5 Zielsetzung.....	32
<b>2 MATERIAL &amp; METHODEN.....</b>	<b>33</b>
2.1 Auswahl von Probenahmestandorten .....	33
2.2 Probenahme .....	34
2.3 Thermische Behandlung .....	38
2.4 Probencharakterisierung .....	39
2.4.1 Versuchsschema .....	39
2.4.2 Chemische Analysen .....	40
2.4.2.1 Kohlenwasserstoff-Untersuchung.....	40
2.4.2.2 Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA).....	40
2.4.2.3 Totalaufschluss .....	40
2.4.2.4 Kalorimetrischer Aufschluss .....	41
2.4.2.5 Alkalischer Aufschluss.....	41
2.4.2.6 Thermoanalytik.....	41
2.4.2.7 pH-abhängiges Elutionsverfahren .....	41
2.4.3 Mineralogische Analysen .....	42
2.4.3.1 Röntgendiffraktometrie (XRD) .....	42
2.4.3.2 Auflicht-Mikroskopie .....	42
2.4.3.3 Elektronenmikrosonden-Analytik (EMS) .....	43
<b>3 ERGEBNISSE.....</b>	<b>44</b>
3.1 Auswahl von Probenahmestandorten .....	44
3.1.1 Überblick.....	44
3.1.2 Altstandort und Altablagerung ST30: Lederfabrik Schmidt .....	52
3.1.3 Altablagerung N82: Glanzstoff – Traisenau.....	55

3.1.4	Altablagerung ST32: Halde Schrems .....	59
3.1.5	Altstandort K29: BBU Miniumfabrik Saag .....	62
3.2	Probenahme .....	66
3.2.1	Altstandort und Altablagerung ST30: Lederfabrik Schmidt .....	66
3.2.2	Altablagerung N82: Glanzstoff – Traisenu .....	67
3.2.3	Altablagerung ST32: Halde Schrems .....	68
3.2.4	Altstandort K29: BBU Miniumfabrik Saag .....	69
3.3	Thermische Behandlung .....	71
3.4	Probencharakterisierung .....	74
3.4.1	Versuchsschema .....	74
3.4.2	Chemische Analysen .....	80
3.4.2.1	Kohlenwasserstoff-Untersuchung .....	80
3.4.2.2	Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) .....	81
3.4.2.3	Totalaufschluss .....	84
3.4.2.4	Kalorimetrischer Aufschluss .....	86
3.4.2.5	Alkalischer Aufschluss .....	87
3.4.2.6	Thermoanalytik .....	87
3.4.2.7	pH-abhängiges Elutionsverfahren .....	100
3.4.3	Mineralogische Analysen .....	116
3.4.3.1	Röntgendiffraktometrie (XRD) .....	116
3.4.3.2	Auflicht-Mikroskopie .....	123
3.4.3.3	Elektronenmikrosonden-Analytik (EMS) .....	129
<b>4</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>148</b>
<b>5</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>154</b>
<b>6</b>	<b>VERZEICHNISSE .....</b>	<b>157</b>
6.1	Literatur .....	157
6.2	Abkürzungen .....	161
6.3	Tabellen .....	163
6.4	Abbildungen .....	165



Altlasten können aufgrund ihrer ehemaligen Nutzung mit den unterschiedlichsten Schadstoffen kontaminiert sein. Dabei kann es sich um

- **organische Schadstoffe** wie chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX), Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) etc., und/oder
- **anorganische Schadstoffe** wie Ammonium oder Schwermetalle wie Quecksilber, Chrom, Arsen, Nickel, Cadmium etc. handeln. (Fritsche et al. 2017)

Die vorkommenden Schadstoffe der Altlasten in Österreich sind der Häufigkeit nach in Abbildung 2 dargestellt.

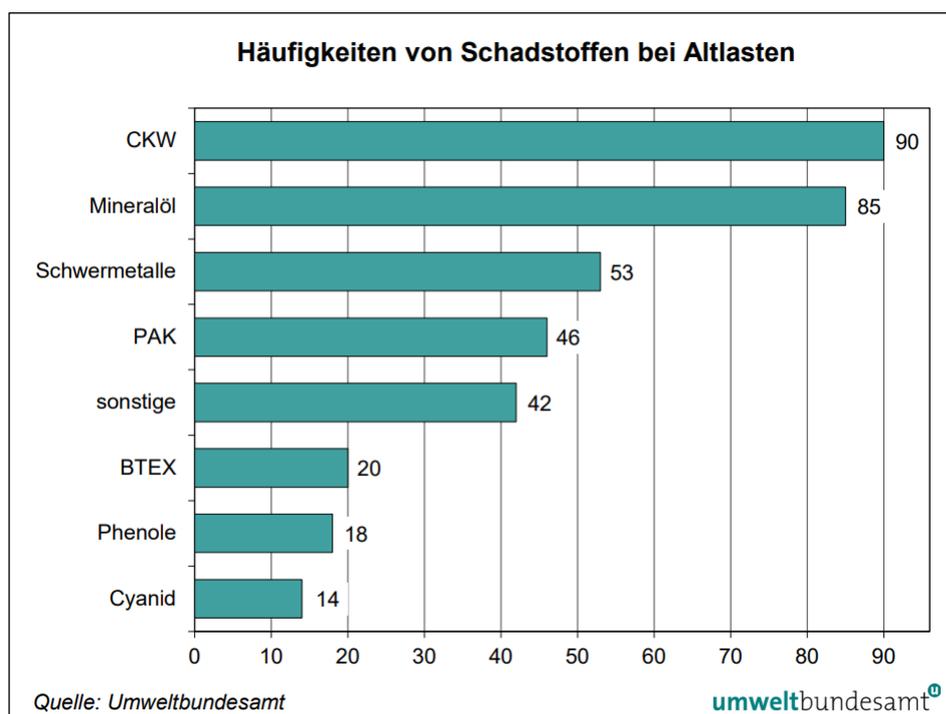


Abbildung 2: Häufigkeit von Schadstoffen bei Altlasten. (Granzin und Valtl 2021)

Neben den beiden häufigsten organischen Kontaminationen durch CKW und Mineralöl reihen sich an dritter Stelle die Schwermetalle. (Granzin und Valtl 2020)

Aufgrund des hohen Umweltrisikos müssen Altlasten gesichert bzw. saniert werden, um negative Auswirkungen auf das Ökosystem zu minimieren bzw. zu unterbinden. Bei der Altlastensicherung wird die Freisetzung schädlicher Substanzen in die naheliegende Umwelt verhindert, jedoch die Kontamination an sich wird dabei nicht beseitigt. Die Sanierung einer Altlast bedeutet die komplette Entfernung des Schadensherdes oder die Überführung der Schadstoffe in eine unschädliche Form. Eine Altlastensanierung kann entweder in-situ oder ex-situ erfolgen. Eine sogenannte In-situ-Sanierung bedeutet eine Sanierung „vor-Ort“, also ohne Aushub des Bodenmaterials. Im Gegensatz dazu wird bei der Ex-situ-Sanierung das gesamte kontaminierte Erdreich ausgehoben und an einem anderen Ort behandelt. (Granzin und Valtl 2020; ÖNORM S 2089)

Die In-situ-Sanierung kann durch biologische, chemische oder physikalische Verfahren, permeable Wände oder In-situ-Immobilisierung durchgeführt werden. Im Weiteren können die physikalischen In-situ-Verfahren wie in Tabelle 1 dargestellt, eingeteilt werden. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Tabelle 1: Einteilung und Anwendung der physikalischen In-situ-Verfahren. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Physikalische In-situ-Verfahren		Anwendung
<b>Thermische In-situ-Verfahren</b>	Dampf-Luft-Injektion, engl. Steam Enhanced Extraction (SEE)	u.a. LCKW, BTEX, leichte bis schwere MKW
	Feste Wärmequellen, engl. Thermal Conductive Heating (TCH)	u.a. LCKW, BTEX, leichte bis schwere MKW
	Radiofrequenz-Bodenerwärmung, engl. Radio Frequency Heating (RFH)	u.a. LCKW, BTEX, leichte bis schwere MKW, Schadstoffe mit niedrigen Siedepunkten (Hg)
	Elektrisches Widerstands-Heizen, engl. Electrical Resistive Heating (ERH)	u.a. LCKW, BTEX, leichte bis schwere MKW
<b>Elektrokinetische Separation</b>		Schadstoffe, die in ionischer und gelöster Form vorliegen, u.a. Schwermetalle, MKW, BTEX, PAK
<b>Pneumatische &amp; hydraulische Verfahren</b>	Air Sparging	LCKW, BTEX, MKW bis C10 (PAK)
	Spülung	LCKW, MKW, PAK, BTEX, Phenole
	Grundwasserzirkulationsbrunnen	LCKW, BTEX, MKW bis C10 (PAK)

Die Sanierung mittels herkömmlicher In-situ-Verfahren wie die „kalte“ Bodenluftabsaugung (BLA) oder die hydraulische Abstromsicherung über das „Pump & Treat“-Verfahren können meist erst nach Jahren oder Jahrzehnten fertiggestellt werden. Vor allem die neueren thermischen In-situ-Verfahren, bei denen der Untergrund durch Erhitzung viel effizienter saniert werden kann (auch bei Vorhandensein von Bebauungen), leisten durch wesentlich kürzere Sanierungszeiten (bis hin zu wenigen Monaten) Abhilfe. (Hiester et al. 2012)

Schwermetalle sind über physikalische In-situ-Verfahren, mit Ausnahme der Elektrokinetischen Separation, nicht sanierbar. Bei co-kontaminierten Altlasten, d.h. Altlasten, die mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen verunreinigt sind, kann somit nur die organische Kontamination entfernt werden. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Ein großes Umweltrisiko würde die Mobilisierbarkeit der Schwermetalle durch eine thermische Sanierung bedeuten. Die im Boden enthaltenen Schwermetalle, die durch unterschiedliche Auswirkungen mobilisiert werden können, würden auf diese Art ins Grundwasser gelangen und weitertransportiert werden. Das Ziel einer Sanierung ist jedoch nicht, dass eine Schadstoffverfrachtung in andere Umweltkompartimente stattfindet. Ob es aber zu einer erhöhten Mobilisierbarkeit von Schwermetallen kommt, ist während einer Sanierung mittels TCH bis dato noch nicht überwacht worden (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020).

Um diese Auswirkungen einer thermischen Sanierung auf die Schwermetallmobilität zu untersuchen und die Wirtschaftlichkeit bei der Untergrunderhitzung noch weiter zu steigern, widmen sich die Montanuniversität Leoben (MUL), die GM Remediation Systems GmbH (GMRS) und die S-PEC e.U. im Rahmen eines aktuellen Forschungsprojektes namens „Innovationen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung“ (InnoBLA). Es handelt sich hierbei um eine Weiterentwicklung der TCH. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

In den nachstehenden Unterkapiteln wird näher auf die Grundlagen des Projekts InnoBLA und die Thematik der Schwermetallmobilität eingegangen. Als Abschluss des ersten Kapitels wird die Problemstellung identifiziert und das Ziel der vorliegenden Arbeit definiert.

## 1.2 Grundlagen zum Projekt InnoBLA

### Stand der Technik der TCH-Sanierung

Durch den Einsatz der TCH ist es durch konduktive Erwärmung möglich, Schadstoffe primär aus der ungesättigten Zone zu verdampfen. Dabei werden Heizelemente, elektrisch betriebene Wärmequellen, in den Untergrund eingeführt, die den Boden solange erwärmen, bis das Bodenwasser und leicht- bis schwerflüchtige organische Schadstoffe verdampfen. Die verunreinigte Bodenluft wird im Anschluss mittels Bodenluftabsaugung abgesaugt, wobei Aktivkohlefilter oder andere Reinigungstechnologien (z.B. katalytische Nachverbrennung) eingesetzt werden, um die Bodenluft von den organischen Schadstoffen zu befreien. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Maßgebend für den Einsatz der TCH ist der Gemischtsiedepunkt des vorliegenden Wasser-Schadstoff-Gemisches. Es können grundsätzlich leicht- bis schwerflüchtige organische Schadstoffe wie BTEX, LCKW und leichte bis schwere MKW entfernt werden. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Die Inhomogenität des Untergrundes spielt, im Vergleich zu anderen physikalischen In-situ-Verfahren, eine untergeordnete Rolle. Das Verfahren wird bei gering durchlässigen, sandigen bis tonigen Böden angewendet. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Der Einsatz der TCH zeichnet sich durch kurze Sanierungszeiten aus und erreicht beherrschbare Sanierungstiefen von über 30 m. Jedoch durch hohe vorherrschende Temperaturen im Nahbereich der Wärmequellen (500 – 600 °C) ist eine Oxidation und Pyrolyse der organischen Schadstoffe möglich, was z.B. die Bildung von Salzsäure begünstigen kann. Außerdem können durch die Austrocknung des Untergrundes Setzungen und Schrumpfungen auftreten, welche eine Gefahr für Fundamente und Bauwerke darstellen. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010)

Das Verfahren der TCH hebt sich von anderen In-situ-Verfahren aufgrund der effizienten und schnellen Sanierung von stark kontaminierten Bereichen ab. Zukünftig kann die TCH-Sanierung durch eine Erweiterung des Anwendungsspektrums und eine Zeit- und Kostenoptimierung eine sehr gute Alternative zu den konventionellen Verfahren werden, um mehr Flächen in kurzer Zeit von dem Kontaminationsherd zu befreien. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

### **Innovation für die thermisch unterstützte BLA (InnoBLA)**

Das Projektziel von InnoBLA ist die Steigerung der Effizienz bei der Untergrunderhitzung, welche über eine Weiterentwicklung der TCH realisiert wird. Die genauen Projektziele, wie Abbildung 3 zeigt, betreffen auf der technischen Ebene die Konstruktion segmentierter aufheizbarer Heizlanzen und die Möglichkeit eines Schrägeinbaus, die Kombination der TCH mit dem Verfahren des Air Spargings und das Monitoring der Schwermetalle während einer thermischen Sanierung. Auf planerischer Ebene wird ein neues Planungstool zur Optimierung der Untergrunderhitzung konzipiert. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

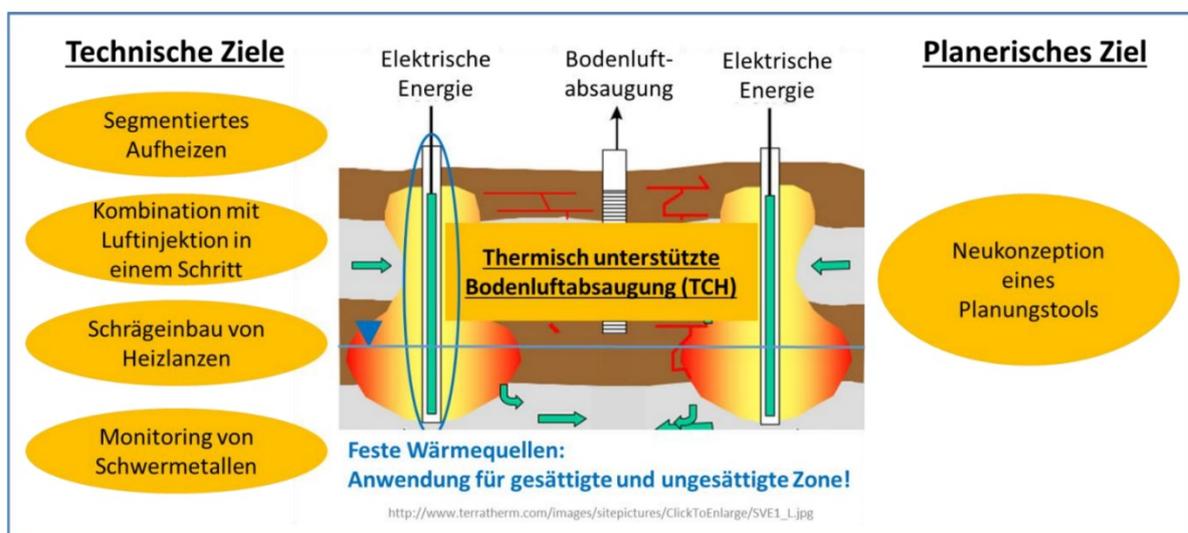


Abbildung 3: Projektziele von InnoBLA. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

**Neukonzeption eines Planungstools:** Der Stoff- und Wärmetransport in Böden während der TCH ist noch kaum erforscht, obwohl die Kenntnis v.a. für die Auslegung sehr wichtig wäre. Da bis dato kein Planungstool existiert, welches eine optimale Dimensionierung der TCH zulässt, wird im Rahmen von InnoBLA eine Neukonzeption entwickelt. Hierbei kann eine effiziente und schnelle Sanierung durch eine Optimierung der Positionierung und Anzahl der Heizlanzen erreicht werden. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

**Segmentiertes Aufheizen:** Marktübliche Heizlanzen können nur über die gesamte Lanzenlänge erhitzt werden, besitzen also nur einen Aufheizbereich. Im Projekt InnoBLA wird ein Lanzentyp, welcher segmentiert über eine Temperatursteuerung erwärmt werden kann, für eine energetische Optimierung entwickelt. Dieser soll sich an die Tiefe des Schadensherdes und an die unterschiedlichen Wärmeleitfähigkeiten der Bodenhorizonte anpassen können. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

**Kombination mit Luftinjektion:** Durch eine Verfahrenskombination mit der Luftinjektion in einem Lanzentypen, bei dem eine Lanze sowohl zur Luftinjektion als auch als TCH dient, soll eine effektive Erwärmung gering durchlässiger Bereiche durch Konduktion (TCH) und gut durchlässiger Bereiche durch Konvektion (Luftinjektion) möglich werden. Durch die Erweiterung der thermischen Reichweite des kombinierten Systems, der Verringerung des energetischen Aufwandes zur Erreichung der Zieltemperatur und dem Entfall der Luftinjektions-Anlagen können Kosten eingespart werden. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

**Schrägeinbau:** Im Regelfall werden Heizlanzen senkrecht in den Boden eingeführt. Somit ist eine Sanierung unterhalb von Gebäuden nicht möglich, wenn sie innerhalb des Gebäudes nicht durchführbar ist. Aus diesem Grund wird im Rahmen des Projekts InnoBLA ein neuer Lanzentyp für den Schrägeinbau entwickelt. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

**Monitoring von Schwermetallen:** Ein Schwermetallmonitoring ist bis dato bei thermischen Sanierungsprojekten noch nicht erfolgt. Generell existieren nur sehr wenige Studien zum Einfluss einer thermischen Sanierung auf die Schwermetallmobilität, die aber teilweise widersprüchlich sind. Aus dem Grund werden pH-abhängige Elutionsverfahren gemäß EN 14429 und Untersuchungen mit der Elektronenstrahlmikrosonde an Proben unterschiedlicher schwermetallkontaminierter Bodentypen durchgeführt. Über die Kenntnis der vorliegenden Speziation der Schwermetalle vor und nach einer thermischen Behandlung können Aussagen über Veränderungen in ihrer Auslaugbarkeit und Mobilität gemacht werden. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

Um einen Einblick in das Thema der Schwermetallproblematik und -mobilität zu erlangen, beschäftigt sich das nachstehende Unterkapitel mit ein paar Grundlagen zu Schwermetallen und im Anschluss mit den Einflussfaktoren auf ihre Mobilität.

## 1.3 Grundlagen zu Schwermetallen

### 1.3.1 Allgemeines

Es gibt unterschiedliche Definitionen zu dem Begriff „Schwermetalle“. Reineke & Schlömann (2020) definieren Schwermetalle beispielsweise als eine Gruppe von willkürlichen Metallen, die entweder aufgrund ihrer Toxizität oder einer Dichte von  $> 5 \text{ g/cm}^3$  mit dem Begriff in Verbindung gebracht werden. So ist beispielweise Arsen (As) zwar ein Halbmetall, zählt aber aufgrund seiner hohen toxischen Wirkung trotzdem zu den Schwermetallen. Etliche Schwermetalle wie Zink oder Kobalt stellen für Organismen in geringen Konzentrationen wichtige essentielle Spurenelemente dar, wobei andere wie Blei, Quecksilber oder Cadmium wiederum nicht essentieller Natur sind, da selbst geringe Mengen bereits eine hohe Schädigung haben können. (Reineke und Schlömann 2020)

Schwermetalle kommen in der Natur oft in hohen Gehalten in Mineralien, insbesondere in Erzen (Zinkblende, Arsenkies) vor. Durch Verwitterung gelangen sie in die Umwelt. Die Frachten aus diesen natürlichen Quellen sind im Gegensatz zu den anthropogenen hingegen unbedeutend klein. Anthropogene Schwermetallquellen ergeben sich durch Emissionen aus Verbrennungs- und Industrieanlagen sowie Kraftfahrzeugen. Auch die Verwendung von

Düngern, die Abwasserverrieselung oder die Verwertung metallhaltiger Abfälle tragen zum Schwermetalleintrag bei. (Reineke und Schlömann 2020)

Zum Schutz der Böden und des Grundwassers existieren etliche Verordnungen, Gesetze und Normen, die Grenzwerte für Schwermetalle anführen. Dabei existieren nur für die Schwermetalle Grenzwerte, welche in Böden in relevanten Konzentrationen vorkommen und eine nachweislich umweltschädliche Wirkung haben. Laut Deponieverordnung Anhang 1 (DVO) sind die in Tabelle 2 angeführten Schwermetalle, die in Bodenaushubmaterial vorkommen, als Gesamtgehalte und Gehalte im Eluat für die Annahme auf Bodenaushubdeponien begrenzt. Im Bereich der Altlasten lassen sich Prüfwerte für Schwermetalle in der ÖNORM S 2088-1, siehe Tabelle 2, und der ÖNORM S 2088-2 finden.

Bei **Grenzwerten**, die in mg/kg TM (Trockenmasse) angegeben werden, sollte bei wissenschaftlicher Begründung immer gelten: Umso niedriger sie sind, desto höher ist die Toxizität des jeweiligen Schwermetalls. Einige Schwermetalle sind in geringen Konzentrationen für Pflanzen oder Tiere lebensnotwendig bzw. essentiell. Somit liegen die Grenzwerte für essentielle insgesamt höher als die für nicht essentielle Schwermetalle.

Unter dem Begriff **Gesamtgehalt** versteht man die Gesamtheit aus dem aktuell verfügbaren Anteil (Konzentration im Porenwasser), dem potentiell verfügbaren Anteil (Konzentration adsorbiert an die Festphase des Bodens) und dem Anteil, der langfristig im Ausgangsgestein oder über Ausfällungen, etc. vorliegt (Kördel et al. 2011). Die Bestimmung des Gesamtgehalts erfolgt in der Abfallwirtschaft gemäß Deponieverordnung mittels Königswasseraufschluss und nachgeschalteter Analytik.

Der Begriff **Gehalt im Eluat** bezeichnet die Konzentration in einem wässrigen Extrakt, das in einem standardisierten Verfahren aus einem Feststoff erzeugt wird. Dabei werden alle frei gelösten Anteile, alle an feine Partikel adsorbierten Anteile und alle weiteren anorganisch komplexierten oder gebundenen Anteile erfasst (Kördel et al. 2011).

**Prüfwerte** (PW) sind Werte, bei welchen eine detailliertere Untersuchung vorgenommen wird, wenn diese überschritten werden. Werden die PW unterschritten, ist in der Regel von keiner Gefährdung auszugehen. (ÖNORM S 2088-1)

Tabelle 2: Grenzwerte für Gesamtgehalte und Gehalte im Eluat für Bodenaushubmaterial laut DVO Anhang 1 und Prüfwerte a und b laut ÖNORM S 2088-1.

Parameter	Grenzwerte laut DVO 2008 Anhang 1 Tabelle 1 und 2			Prüfwerte laut ÖNORM S 2088-1	
	Gesamtgehalte		Gehalt im Eluat [mg/kg TM]	Prüfwert a, PW a <sup>2</sup> [mg/kg TM]	Prüfwert b, PW b <sup>3</sup> [mg/kg TM]
	I [mg/kg TM]	II <sup>1</sup> [mg/kg TM]			
Arsen (As)	50	200	0,5	50	200
Barium (Ba)	-	-	10	-	-
Blei (Pb)	150	500	1	100	500
Cadmium (Cd)	2	4	0,05	2	10
Chrom gesamt (Cr <sub>ges</sub> )	300	500	1	100	500
Cobalt (Co)	50	-	1	-	-
Kupfer (Cu)	100	500	2	100	500
Nickel (Ni)	100	500	1	100	500
Quecksilber (Hg)	1	2	0,01	1	5
Zink (Zn)	500	1.000	20	500	1.500
Zinn (Sn)	-	-	2	-	-

<sup>1</sup> Der Grenzwert für Gesamtgehalt II gilt für Bodenaushubmaterial, bei dem der Schadstoffgehalt geogen bedingt vorliegt. Hier ist eine Überschreitung des Grenzwertes von Gesamtgehalt I bis maximal Gesamtgehalt II möglich. (DVO)

<sup>2</sup> für „wasserrechtlich besonders geschützte oder wasserwirtschaftlich bedeutende Gebiete sowie Standorte mit geringem Schadstoff-Rückhaltevermögen der wasserungsättigten Bodenzone“ (ÖNORM S 2088-1)

<sup>3</sup> für „übrige Standorte, an denen aufgrund der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse (...) die Möglichkeit eines Eintrages von Schadstoffen in das Grundwasser deutlich reduziert wird“ (ÖNORM S 2088-1)

Teilweise dient die Analyse der Gesamtgehalte der Schwermetalle als Maß für die Hemmung des biologischen Abbaus bzw. der Umweltgefährlichkeit (Olaniran et al. 2013). Bekannt ist jedoch, dass es Metallspezies gibt, die besser oder schlechter bioverfügbar sind als vergleichsweise andere (Olaniran et al. 2013). Daher kommt z.B. Deutschland in der Ersatzbaustoffverordnung ohne Grenzwerte für den Gesamtgehalt aus. In der toxikologischen Bewertung unterschiedlicher Metallspezies steht somit deren Bioverfügbarkeit in Zusammenhang mit der Wasserlöslichkeit im Vordergrund (Greim 2017). Die Bioverfügbarkeit wird von Kim et al. (2015) als operationell definierter, in die Bodenlösung mobilisierbarer Metallgehalt, welcher innerhalb einer bestimmten Zeitspanne für Pflanzen und Organismen verfügbar ist, definiert. Beispielsweise wirkt das gut wasserlösliche mobile Chrom(VI) durch

eine rasche Aufnahme in den Organismus weit toxischer als das unlösliche nicht mobile Chrom(III) (Greim 2017). Somit entscheidet die speziesabhängige Bioverfügbarkeit bzw. Wasserlöslichkeit über die toxische Wirkung auf das biologische System (Olaniran et al. 2013).

Sämtliche Umwelteinwirkungen können die Bioverfügbarkeit, die vorliegende Metallspezies und damit die Mobilität unterschiedlicher Schwermetalle beeinflussen. Ein sehr starker Einfluss ergibt sich durch das vorliegende Redoxpotential und den pH-Wert. Eine höhere Toxizität wird auch bei geringerer Wasserhärte festgestellt. Die Temperatur wirkt sich indes geringer aus, obwohl bei höheren Temperaturen eine höhere Toxizität/Bioakkumulation beobachtet wird. (Reineke und Schlömann 2020)

Olaniran et al. (2013) berichten im Weiteren von Einflüssen auf den chemischen und physikalischen Zustand der Schwermetalle durch die Bodeneigenschaften wie Gehalt, Ionenaustauschkapazität, Art von Tonen und der organischen Substanz und durch das Vorhandensein von Co-Kontaminationen.

Die vorliegenden Milieubedingungen führen zu einer substanzspezifischen Verteilung der Schwermetalle zwischen Boden, Luft, Wasser und Biota. Die Umweltkompartimente stehen im ständigen Austausch miteinander und können Schwermetalle aufgrund von unterschiedlichen chemischen Gleichgewichten hin und her transportieren oder transferieren, wobei keine Substanzveränderungen stattfinden. Bei einigen Spezies kann jedoch eine chemische Transformation für eine Veränderung in der Mobilität verantwortlich sein. (Fuchs et al. 2018)

Diese Zusammenhänge zwischen der vorliegenden Schwermetallspezies und den vorherrschenden Milieubedingungen sind bereits in einigen nationalen und internationalen Studien untersucht worden, siehe Kapitel 1.3.3.

### **1.3.2 Herkunft und Toxizität der Schwermetalle**

#### **Arsen (As)**

As ist ein Halbmetall, welches in vier Oxidationsstufen (+V, +III, 0, -III) existieren kann, wobei es elementar in der Natur eher selten vorkommt. Arsen trioxid ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) ist von allen existierenden anorganischen Arsenverbindungen die wichtigste. Es entsteht bei der Verbrennung von arsenhaltiger Kohle oder bei der Verhüttung arsenhaltiger Erze und dient u.a. dem Einsatz in der Glasindustrie. Heutzutage findet As v.a. in der Halbleitertechnik Anwendung. (Freudenschuß et al. 2007)

Die toxische Wirkung von As hängt von seiner Bindungsform und Wertigkeit ab, wobei seine dreiwertige Form akut toxischer als die fünfwertige wirkt (Freudenschuß et al. 2007).

#### **Blei (Pb)**

Pb ist ein Schwermetall, welches in drei Oxidationsstufen (+IV, +II, 0) existieren kann, wobei es elementar in der Natur eher selten vorkommt. Bleiglanz ( $\text{PbS}$ ), Anglesit ( $\text{PbSO}_4$ ) und Weißbleierz ( $\text{PbCO}_3$ ) sind die am häufigsten auftretenden Bleierze. Pb gilt als sehr wichtiges Gebrauchsmetall und wird bei der Produktion von Dichtungen, Kabelummantelungen, Rohrleitungen und Akkumulatoren in verschiedensten Legierungen eingesetzt. Die damalige Pb-Belastung führte v.a. auf Verbrennungsanlagen und die Eisen- und Stahlindustrie zurück.

Seit dem Verbot von bleihaltigem Benzin und Nachrüstungen mit Abluftreinigungssystemen sind die Pb-Emissionen rückläufig. (Freudenschuß et al. 2007)

### **Cadmium (Cd)**

Cd ist ein weiches, silberweiß glänzendes Schwermetall, welches in vielen unterschiedlichen Verbindungen vorkommen kann (z.B.  $\text{CdCl}_2$ ,  $\text{CdO}$ ,  $\text{CdSO}_4$ ). Als Sulfid oder Oxid sind sie eher wasserunlöslich, in den anderen Verbindungen teilweise sogar gut wasserlöslich. Häufig kommt Cd in seiner zweiwertigen Form vor und wird industriell als Legierungsbestandteil oder zur Produktion von Farbpigmenten, Bildröhren oder Trockenbatterien eingesetzt. (Freudenschuß et al. 2007)

Cd wirkt in höchstem Maße toxisch. Für Bodenorganismen und Pflanzen ist die Konzentration in der Bodenlösung ausschlaggebend. (Freudenschuß et al. 2007)

### **Chrom (Cr)**

Cr ist ein hartes, korrosionsbeständiges, stahlgraues Schwermetall, welches am häufigsten in dreiwertig positiv geladener Form als Chromoxid ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ) vorkommt. Im technischen Bereich sind v.a. die sechswertigen Chromverbindungen in Form von Chromat ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) oder Dichromat ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ) sehr bedeutend. Cr und seine Verbindungen werden zum Gerben, in der Batterie-, Farb- und Edelstahlbranche und als Holzbeizmittel eingesetzt. Zur Freisetzung von Cr kommt es durch Tätigkeiten im Bereich der Kohlefeuerung, der Eisen- und Stahlindustrie, der Glasindustrie und weiteren Kraftwerken. (Freudenschuß et al. 2007)

Die toxische Wirkung von Cr ist in erster Linie von seiner Oxidationsstufe abhängig. In seiner dreiwertigen Form, Cr(III), stellt es für Tier und Mensch sogar ein essentielles Spurenelement dar, wobei es in seiner sechswertigen Form, Cr(VI), höchst toxisch wirkt. (Freudenschuß et al. 2007)

### **Kobalt (Co)**

Co ist ein glänzendes, ferromagnetisches, stahlgraues Metall, welches in drei Oxidationsstufen (+IV, +III, +II) existieren kann. Co und seine Verbindungen werden als Legierungs- und Hartmetallbestandteile, in der Keramik- und Glasindustrie als Pigmente und in der chemischen Industrie als Katalysatorbestandteil eingesetzt. (Freudenschuß et al. 2007)

### **Kupfer (Cu)**

Cu ist ein in der Natur ubiquitär vorkommendes, für Mensch und Tier essentielles Halbedelmetall. Aufgrund seiner guten elektrischen Leitfähigkeit wird es v.a. in der Elektroindustrie eingesetzt. Eine weitere Anwendung von Cu besteht in der Landwirtschaft als Fungizid und als Holzschutzmittel. (Freudenschuß et al. 2007)

### **Nickel (Ni)**

Ni ist ein silbrig-weißes, ferromagnetisches Metall, welches in zwei Oxidationsstufen (+II und 0) existieren kann. Es wird als Legierungsbestandteil, in Oberflächenbeschichtungen, in elektronischen Bauteilen, in Batterien und Katalysatoren eingesetzt. Ni-Belastungen entstehen

v.a. durch Kraftwerke, durch industrielle Ölverbrennung und durch Automobile. (Freudenschuß et al. 2007)

Für Pilze, Bakterien und wirbellose Tiere stellt Ni ein essentielles Spurenelement dar. Für Pflanzen und den Menschen ist eine essentielle Bedeutung noch nicht bekannt. (Freudenschuß et al. 2007)

### Quecksilber (Hg)

Hg ist ein bei Raumtemperatur flüssiges Metall, welches meist in Verbindungen vorliegt, wobei die Hg(II)-Verbindungen viel bedeutender sind als die Hg(I)-Verbindungen. Die Anwendung von Hg und seinen Verbindungen besteht im Medizinbereich, in der Elektrotechnik, im Apparate- und Instrumentenbau, als Pigment und Katalysator und bei der Herstellung von Alkalilauge und Chlor. (Freudenschuß et al. 2007)

### Zink (Zn)

Zn ist eines der am häufigsten in der Natur vorkommenden Metalle. Es ist spröde, besitzt eine blau-weiße Färbung und kommt oft in der Oxidationsstufe +II vor. Zn findet in der Produktion von Dünger, Herbiziden, Medikamenten und Batterien, als Farbpigment und in der Eisen- und Stahlindustrie Anwendung. (Freudenschuß et al. 2007)

Als essentielles Spurenelement nimmt es im menschlichen Körper für den Eiweiß-, Fett- und Zuckerstoffwechsel eine sehr wichtige Rolle ein, kann bei zu hohen Dosen jedoch sehr toxisch wirken. (Freudenschuß et al. 2007)

### Zinn (Sn)

Sn ist ein sehr weiches, silberweiß glänzendes Schwermetall. Sn und seine Verbindungen werden als Legierungsbestandteil, als Weißblechüberzug, als Pigment und in der Elektronik- und Photovoltaikbranche verwendet. (Berteau et al. 2013)

## 1.3.3 Einflussgrößen der Schwermetallmobilität

Olaniran et al. (2013) teilen die häufigsten im Boden vorkommenden Schwermetalle in folgende zwei Kategorien ein:

- **kationische Schwermetalle** (Metalle, die im Boden als positiv geladene Kationen vorkommen), wie beispielsweise Cd, Cr, Hg, Pb, Ni, Cu und Zn und
- **anionische Schwermetalle** (Metalle, die mit Sauerstoff verbunden und im Boden negativ geladenen vorliegen), wie beispielsweise As.

In Böden können sie entweder in ihrer freien ionischen Form, als unlösliche Komplexe, als gelöste organische oder anorganische Komplexe oder adsorbiert an suspendierten Partikeln wie Tonmineralen vorkommen (Fent 2013), siehe Abbildung 4. Die mobile Fraktion einer Metallspezies setzt sich laut Kim et al. (2015) aus der in der Bodenlösung tatsächlich gelösten Fraktion und aus der potenziell verfügbaren, adsorbierten Fraktion zusammen. Die potenziell verfügbare Fraktion und die gelöste Fraktion einer Metallspezies stehen in der Bodenlösung im dynamischen Gleichgewicht (Kim et al. 2015). Bei Einwirkung von Umwelteinflüssen

können sich diese Gleichgewichtsbedingungen ändern und potenziell verfügbare Fraktionen erneut mobilisieren (Kim et al. 2015).

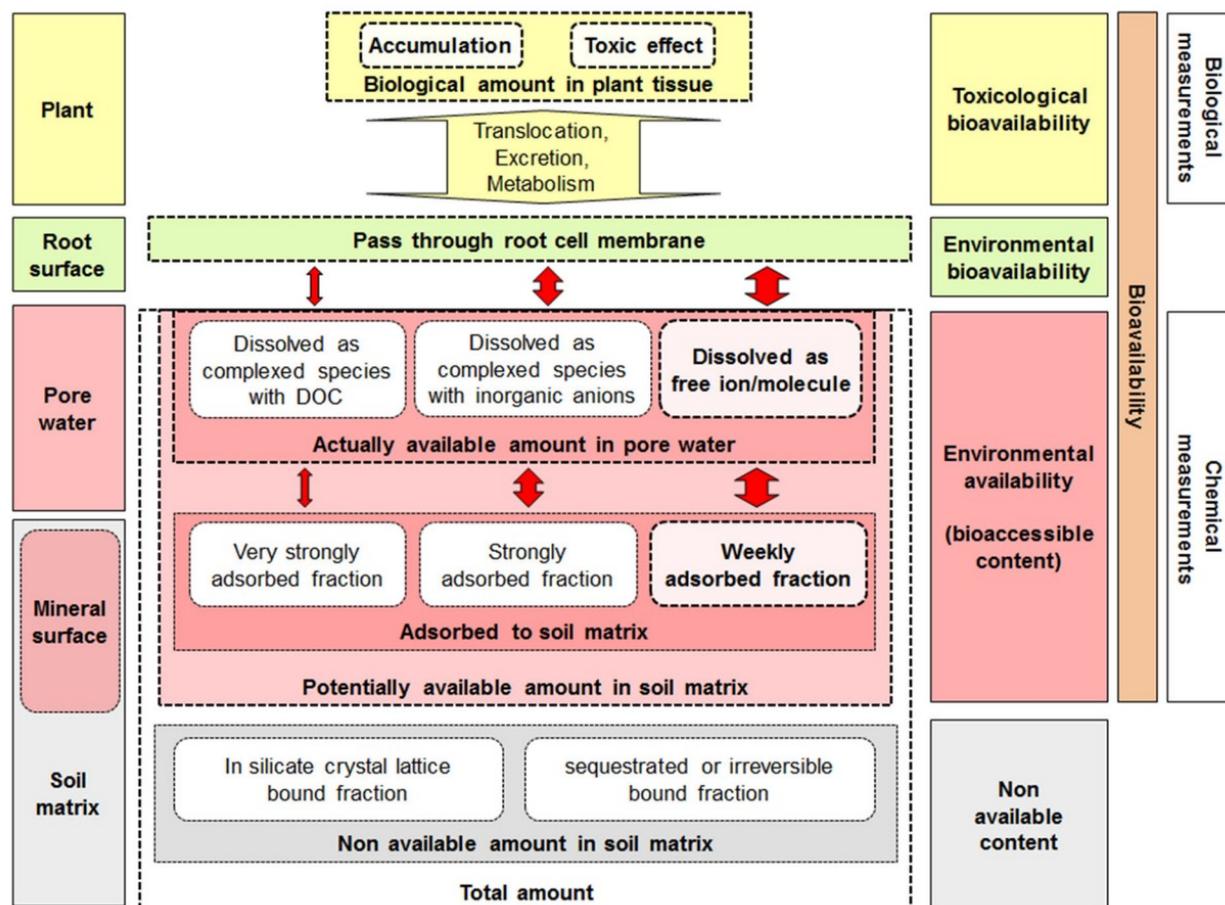


Abbildung 4: Wechselwirkungen von Metallen in Böden. (Kim et al. 2015)

Im Allgemeinen sind Sorptionsprozesse, die im Boden ablaufen, entscheidend für die Mobilisierung von Schwermetallen (Fuchs et al. 2018). Unter einer Adsorption wird eine dauerhafte oder reversible Bindung zwischen dem Schwermetallion und der Oberfläche eines Sediments oder Partikels durch eine ionische oder Van-der-Waalsche Wechselwirkung, eine kovalente Bindung oder eine Wasserstoffbindung zu Hydroxylgruppen verstanden (Fuchs et al. 2018). Eine **unspezifische Adsorption** ist eine Bindung durch elektrostatische Kräfte, bei der geladene Metallionen von entgegengesetzt geladenen Oberflächen angezogen werden, wobei eine Schwermetallmobilisierung durch diese eher schwache Bindung sehr wahrscheinlich ist (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Bei einer **Chemisorption oder spezifischen Adsorption** gehen Schwermetalle eine koordinative oder sogar kovalente Bindung mit Oberflächengruppen ein, bei der erneute Desorptionsprozesse weit langsamer ablaufen als bei der unspezifischen Adsorption (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Es gilt: Je stärker die Bindung zwischen Schwermetallion und Bodenpartikel ist, desto weniger wahrscheinlich werden sie mobilisiert (Fent 2013).

Die Adsorptionsgleichgewichte können mit sogenannten Sorptionsisothermen, die die Beziehung zwischen der gelösten Konzentration eines Stoffes, angegeben in Mol pro Liter (mol/l), und der adsorbierten Konzentration des Stoffes, angegeben in Mol pro Kilogramm

(mol/kg), unter konstanten Bedingungen angibt, beschrieben werden. Die wichtigsten empirischen Gleichungen zur Beschreibung der Sorptionsisothermen sind die Langmuir-Isotherme und die Freundlich-Isotherme. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Demnach können unterschiedliche Umwelteinflüsse diese Gleichgewichtsbedingungen beeinflussen (Kim et al. 2015). Einige davon werden im Nachstehenden diskutiert.

### **Einfluss von Tonmineralen**

Tonminerale entstehen bei der Gesteinsverwitterung und beeinflussen je nach vorliegendem Gehalt und vorliegender Art die Adsorptionseigenschaften eines Bodens (Alloway 1999). Die Schichtsilikate, die aus Ebenen verbundener Siliziumoxid-Tetraeder bestehen, besitzen neben einer großen spezifischen Oberfläche eine permanente negative Gesamtladung (Alloway 1999). Dadurch sind sie in der Lage, Kationen wie  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  oder  $\text{Mg}^{2+}$  in den negativ geladenen Zwischenschichten einzubinden (Alloway 1999). Das Charakteristische an einigen Tonmineralen ist, dass diese Besetzung durch den Einbau anderer Kationen ähnlicher Größe und Wertigkeit wie  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$  oder  $\text{Ni}^{2+}$  verändert werden kann (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Smectite und Vermiculite, sogenannte 2:1- oder Dreischichtminerale, besitzen eine sehr große spezifische Oberfläche, wobei größtenteils in den Zwischenschichten freie ionische Metallkationen eingelagert werden können (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Beim Illit beispielsweise ist jedoch keine Einlagerung in die Zwischenschichten möglich und somit steht nur die äußere Oberfläche für eine Adsorption zur Verfügung (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Neben der Tonmineralart, die unterschiedliche Kationenaustauschkapazitäten (KAK) aufweisen, entscheidet auch die spezifische Ladungsdichte deren Adsorptionseigenschaften (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Die Ladungsdichte nimmt in folgender Reihenfolge zu: Halloysit < Kaolinit < Smectit < Illit, Vermiculit (Scheffer F. und Schachtschabel 2018). Für die KAK gilt folgende Reihenfolge: Illit < Vermiculit, Smectit (Scheffer F. und Schachtschabel 2018).

Welche Metallkationen besser oder schlechter an unterschiedliche Tonminerale adsorbiert werden, hängt von deren Wertigkeit und Ionenradius ab. Durch höhere Ladungen können sie durch elektrostatische Kräfte stärker durch negative Oberflächen angezogen werden. Betrachtet man gleichwertig geladene Kationen ist der Ionenradius entscheidend. Je größer dieser ist, desto geringer ist dessen Hydratisierung und folglich kann sich ein gleichwertig geladenes Metallkation mit größerem Ionenradius der Oberfläche stärker annähern als eines mit geringerem Ionenradius. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Eine Studie zur Untersuchung der Adsorptionskapazität von Na-Montmorillonit zeigte, dass sich unterschiedliche Selektivitäten bezüglich bestimmter Schwermetallkationen bei verschiedenen Umwelteinflüssen ergeben. Die Schwermetallkationen-Aufnahme von Na-Montmorillonit geschieht in den Zwischenschichten und durch Komplexbildung mit Al-O- und Si-O-Gruppen. Bei einem pH-Wert zwischen 2,5 – 3,5 wurde beobachtet, dass Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) mit Schwermetallkationen um die freien Oberflächenplätze konkurrieren. Zudem kam es zu erschwerten Bedingungen für eine Komplexbildung zwischen den Al-O- und Si-O-Gruppen und zwei- oder dreiwertig geladenen Schwermetallionen. Unter diesen Untersuchungsbedingungen wurde ein großer pH-Einfluss auf die Adsorption von Na-

Montmorillonit erkannt. In folgender Reihenfolge wurden die Metallkationen adsorbiert:  $Ni^{2+} = Cr^{3+} = Mn^{2+} \geq Zn^{2+} > Cd^{2+} > Pb^{2+} > Cu^{2+}$ . Durch den Einfluss von vorhandenen Liganden, die durch die Bildung von Komplexen mit Schwermetallen die Adsorption an Na- Montmorillonit behinderten, wurde die Reihenfolge an adsorbierten Schwermetallionen wie folgt verändert:  $Mn^{2+} \geq Pb^{2+} \geq Cd^{2+} \geq Zn^{2+} > Ni^{2+} > Cu^{2+} > Cr^{3+}$ . Neben dem pH-Wert spielten somit auch die vorhandenen weiteren Liganden der Bodenlösung eine entscheidende Rolle bei der Adsorption von Schwermetallkationen. (Olaniran et al. 2013)

Weitere Untersuchungen mit unterschiedliche Tonmineralarten ergaben andere Reihenungen der Selektivität von Schwermetallionen, wie in Tabelle 3 angeführt.

Tabelle 3: Selektivitätsreihenfolge je Tonmineralart. (Alloway 1999)

Tonmineral	Reihenfolge der Selektivität
Na-Montmorillonit	Ni < Zn < Cd < Mg < Cu < Pb < Ca
Na-Illit	Mg < Cd < Ca < Zn < Cu < Pb
Na-Kaolinit	Cd < Zn < Mg < Cu < Ca < Pb
Smectit, Vermiculit	Hg < Cd < Mn < Zn

Tonminerale werden durch verschiedenste Verwitterungsprozesse und v.a. durch den stetigen Versauerungsgrad des Bodens umgewandelt. Durch die Umwandlung ändern sich je nach entstehender Tonmineralart die KAK und die spezifische Oberfläche zur Sorption von Schwermetallen. Diese Umwandlungsprozesse sind recht komplex, wie Abbildung 5 zeigt. Abhängig von der Bodenlösungszusammensetzung, dem herrschenden pH-Wert und den Löslichkeitsprodukten einzelner Tonminerale lässt sich das Vorhandensein bestimmter Tonminerale in Böden durch Stabilitätsdiagramme vorhersagen. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

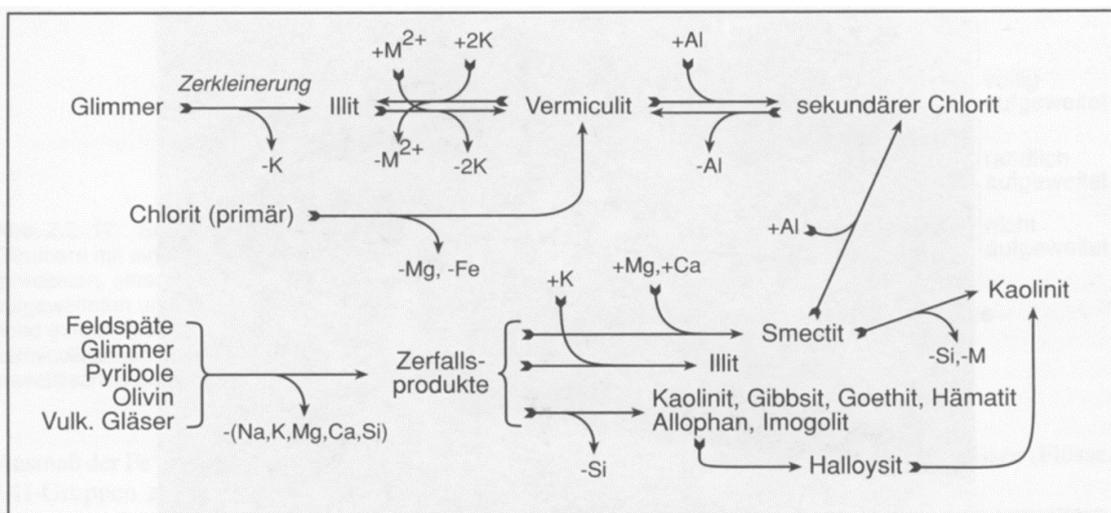


Abbildung 5: Umwandlung von Tonmineralen (M ... Metallkation). (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

## Einfluss von Oxiden und Hydroxiden

Oxide, Hydroxide und Oxidhydroxide des Eisens (Fe), Mangans (Mn) oder Aluminiums (Al) kommen ebenfalls als wichtige Bestandteile des Bodens vor. Fe-(Hydr)Oxide und Mineralien wie Goethit ( $\text{FeOOH}$ ) stellen dabei die am häufigsten verbreiteten Oxide dar. Bei der Ausfällung von Mn- und Fe-Oxiden können Kationen von Cu, Cd, Zn, Ni, Co etc. spezifisch oder unspezifisch adsorbiert werden, was deren Mobilisierung verringert. In sauren Böden wirken die Oxide aufgrund ihrer stark positiv geladenen Oberfläche eher als Anionentauscher, können, wie die nächste Studie zeigt, aber auch Metallkationen spezifisch binden. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

In einer Studie ist die Adsorptionsfähigkeit von Goethit in Abhängigkeit des pH-Wertes untersucht worden. Die Schwermetallkationen adsorbierten hierbei v.a. an die positiv geladene Oberfläche des Goethits, da sie innersphärische Oberflächenkomplexe bilden. Dabei verlor das Schwermetallkation einen Teil der Hydrathülle und bindete sich stark an beispielsweise Sauerstoffgruppen der oberflächlichen Hydroxygruppen.  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  und  $\text{Cu}^{2+}$  wurden schon bei sehr sauren pH-Werten adsorbiert, hingegen  $\text{Mn}^{2+}$  oder  $\text{Ni}^{2+}$  bei höheren pH-Werten, siehe Abbildung 6. Neben Metallkationen konnten auch Metallanionen wie Arsenat ( $\text{AsO}_4^{3-}$ ) und Chromat ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) spezifisch gebunden werden. Dabei wurden Oberflächenhydroxygruppen protoniert und durch einen Liganden wie beispielsweise Chromat als  $\text{H}_2\text{O}$  ausgetauscht. In Adsorptionsversuchen ging Goethit mit Arsenat eine stärkere Bindung ein als mit Chromat und Arsenit ( $\text{AsO}_3^{3-}$ ), siehe Abbildung 6. Eine mögliche Erklärung wäre, dass Arsenit und Chromat nur unspezifisch an Goethit adsorbierten, während Arsenat innersphärische Komplexe bildete. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

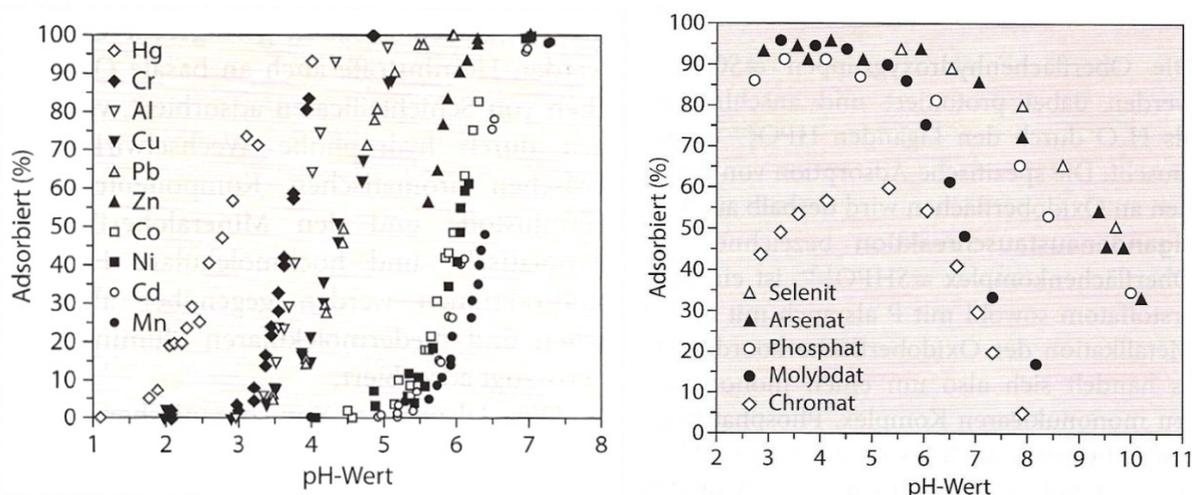


Abbildung 6: Adsorptionsfähigkeit von Goethit in Abhängigkeit des pH-Wertes. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Mn-Oxide haben eine ähnliche Funktion bei der Minderung der Schwermetallmobilität wie Tonminerale. Sie sind in der Lage Schwermetallkationen wie Pb, Co, Ni, Zn etc. anzureichern. Im Vergleich zu Fe(III)-Oxiden sind Mn(IV)-Oxide jedoch leichter reduzierbar und aus dem Grund unter reduzierenden Bedingungen instabiler. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Außerdem sind Mn-Oxide fähig, Schwermetallkationen wie Co, Cu, As, Pb und Ni an den Oberflächen zu oxidieren. Das toxischere As(III) kann beispielsweise an den Oberflächen zu As(V) oxidieren, aber auch Cr(III) zum toxischeren Cr(VI). (Caporale und Violante 2015)

### **Einfluss der organischen Substanz**

Organische Substanzen wie hochmolekulare Huminstoffe sind abgestorbene mikrobielle, pflanzliche oder tierische Stoffe und Umwandlungsprodukte. Neben der festen organischen Substanz gibt es eine gelöste organische Substanz, die als DOM (dissolved organic matter) bezeichnet wird. Durch den Abbau von Mikroorganismen können lösliche Abbauprodukte der festen organischen Substanz in die Bodenlösung freigesetzt werden. DOM bestehen aus unterschiedlichen Kohlenhydraten, niedermolekularen organischen Säuren und anderen komplexbildenden Stoffen. Hydrophobere DOM wie Humin- oder Fulvosäuren dienen als Komplexbildner für Schwermetallkationen wie Hg, Cu oder Zn, die durch einen Einbau sogar mobiler werden. Durch Änderungen der Bodenfeuchtigkeit, der Temperatur und der biologischen Tätigkeit nimmt der Anteil an DOM zu. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Huminstoffe bestehen einerseits aus Brønsted-Säure-Gruppen wie phenolischen OH-Gruppen und deprotonierten Carboxylgruppen und andererseits aus basischen Gruppen wie Aminogruppen. Da stets mehr Säure- als Basengruppen vorhanden sind, ist die Gesamtladung immer negativ. Durch die Adsorption von Huminstoffen und anderen organischen Substanzen an Mineraloberflächen im Boden entstehen sehr stabile Mineral-Humus-Komplexe, die negativ geladen sind. Beispielsweise haben mit organischen Substanzen belegte Al-Oxide, die eigentlich im sauren Bereich eine stark positiv geladene Oberfläche haben, durch die Sorption von negativ geladenen organischen Substanzen eine negative Oberflächen-Nettoladung. Dadurch können Al-Oxide im sauren Bereich als Kationentauscher statt ohne adsorptiv gebundene organische Substanz als Anionentauscher fungieren. Folglich kann ein höherer Gehalt an organischer Substanz im Boden zur Mobilisierung von Metallanionen wie Arsenat und Chromat und zur Bindung von Metallkationen führen. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Einige Studien zur Stabilität metallorganischer Komplexe sind von Kim et al. (2015) zusammengefasst worden. In Tabelle 4 sind die Stabilitätskonstanten verschiedener metallorganischer Komplexe in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt.

Tabelle 4: Stabilitätskonstanten verschiedener metallorganischer Komplexe in Abhängigkeit des pH-Wertes. (modifiziert nach (Kim et al. 2015))

Organische Substanz	pH-Wert	Stabilitätskonstante (log K)
Fulvosäure	3,0	$\text{Cu}^{2+} (3,3) > \text{Ni}^{2+} (3,2) > \text{Pb}^{2+} (2,6) > \text{Zn}^{2+} (2,3)$
	3,5	$\text{Cu}^{2+} (5,8) > \text{Ni}^{2+} (3,5) > \text{Pb}^{2+} (3,1) > \text{Zn}^{2+} (1,7)$
	5,0	$\text{Cu}^{2+} (8,7) > \text{Pb}^{2+} (6,2) > \text{Ni}^{2+} (4,1) > \text{Zn}^{2+} (2,3)$
Huminsäure	3,5	$\text{Cu}^{2+} (5,3) > \text{Pb}^{2+} (3,7) > \text{Ni}^{2+} (3,2) > \text{Cd}^{2+} (2,8) > \text{Zn}^{2+} (2,7)$
	5,0	$\text{Cu}^{2+} (8,7) > \text{Pb}^{2+} (8,4) > \text{Cd}^{2+} (6,3)$
	5,8	$\text{Cr}^{3+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$
	7,0	$\text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} (10,3) > \text{Ni}^{2+} (9,6) > \text{Cd}^{2+} (8,9)$
Zitronensäure	6,0	$\text{Cu}^{2+} (5,9) > \text{Zn}^{2+} (5,0) > \text{Cd}^{2+} (3,8)$
DOM	5,0	$\text{Ni}^{2+} (4,4) > \text{Cd}^{2+} (4,3) > \text{Zn}^{2+} (4,0)$
	7,0	$\text{Ni}^{2+} (4,8) = \text{Cd}^{2+} (4,8) > \text{Zn}^{2+} (4,6)$

Wie in Tabelle 4 sichtbar, steigen die Stabilitätskonstanten im Allgemeinen mit dem pH-Wert an. Für Huminsäure-Komplexe ist ein stärkerer Anstieg als für Fulvosäure-Komplexe erkennbar. Metallorganische Komplexe mit Zn, Cd und Ni besitzen laut den Ergebnissen aus Tabelle 4 eine geringere Stabilität, wohingegen Komplexe mit Pb, Cr und Cu eine höhere besitzen. Aufgrund der Löslichkeit metallorganischer Komplexe wird die Schwermetallmobilität im basischen Milieu aufgrund ihrer dominanten negativen Oberflächenladung erhöht. Durch die Wechselwirkung mit DOM kann v.a. die Mobilisierung von Cu, Pb und Cr erhöht werden. (Kim et al. 2015)

### **Einfluss der Kationenaustauschkapazität**

Die gesamte in Böden durch variable und permanente Oberflächenladungen austauschbar adsorbierte Ladungsmenge an Kationen wird effektive Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$ ) genannt, welche die Einheit [ $\text{cmol}_c/\text{kg}$ ] (Menge an adsorbierten Kationen je kg Boden) hat. Die potenzielle Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{pot}}$ ) ist die KAK, die ein Boden bei einem pH-Wert von 7–8 hat. Im Allgemeinen gilt, dass in sauren Böden die  $\text{KAK}_{\text{eff}} < \text{KAK}_{\text{pot}}$  ist. Ausschlaggebend sind hierbei nur die permeablen Oberflächenladungen, die mit Zunahme des pH-Wertes ansteigen, siehe Tabelle 5. Neben dem pH-Wert spielen auch die Korngrößenverteilung und die Bodenzusammensetzung eine Rolle. Demnach gibt es allein in den Tonmineralarten Unterschiede in der Aufnahmefähigkeit von Kationen und es gilt, dass je höher der Tonmineralanteil bzw. die Tonfraktion im Boden ist, desto mehr Kationen insgesamt adsorbiert werden können. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Tabelle 5: Ausgewählte Böden mit ihrer  $KAK_{\text{eff}}$  und  $KAK_{\text{pot}}$ . (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Bodentyp	pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	$KAK_{\text{pot}}$ [cmol <sub>c</sub> /kg]	$KAK_{\text{eff}}$ [cmol <sub>c</sub> /kg]
<b>Ackerböden</b>			
Parabraunerde (Straubing)	6,3	17	14
Schwarzerde (Hildesheim)	7,2	18	18
Podsol (Celle)	5,2	12	3
<b>Waldböden</b>			
Braunerde (Vogelsberg)	2,9	60	12
Pseudogley (Bonn)	3,6	15	7
<b>Böden anderer Klimazonen</b>			
Acrisol (Puerto Rico)	3,5	26	7
Vertisol (Sudan)	6,8	47	47

Je höher die KAK eines Bodens somit ist, desto mehr Schwermetallkationen können gespeichert werden. Diese gesamte KAK der festen Bodenphase ist abhängig von der Größe (spezifische Oberfläche) und Art (Ladungsdichte, Hydrophobizität, Reaktivität) seiner Oberflächen. Die Korngrößenverteilung des Bodens hat den größten Einfluss auf die spezifische Oberfläche. Sie ist umso größer, je höher der Tongehalt in Böden ist. Diese Tonfraktion besteht in erster Linie aus Tonmineralen und sekundären Fe-, Mn- und Al-Hydroxiden und -Oxiden. Je höher also die Tonfraktion und der pH-Wert eines Bodens ist, desto geringer fällt im Allgemeinen die Schwermetallmobilität aus. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

### **Einfluss anorganischer Liganden**

In der Bodenlösung kommen anorganische Liganden wie Chlorid (Cl<sup>-</sup>), Hydroxid (OH<sup>-</sup>), Sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), Hydrogencarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Carbonat (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), Fluorid (F<sup>-</sup>), Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) oder Phosphat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) vor, die mit Schwermetallkationen unterschiedliche Ionenpaare oder lösliche und unlösliche Komplexe bilden können. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Phosphate können beispielsweise aus phosphathaltigen Mineralen wie Apatit freigesetzt werden, was folglich den pH-Wert senkt. Mit Cd, Mn, Ni, Zn und Pb bilden sie schwerlösliche Komplexe, sogenannte Metallphosphate, die aus der Bodenlösung ausfallen. Caporale und Violante (2015) berichteten von einer Studie, bei der durch eine Phosphatvorbehandlung von Hämatit die Sorption von Cu und Cd behindert wurde, indem Phosphat teilweise die Oberflächenplätze besetzte. (Caporale und Violante 2015)

In einer weiteren Untersuchung wurde der Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Phosphat und der Schwermetallmobilität von Cd, Ni und Co anhand eines Vorhersagemodells

untersucht. Demnach konnte eine unterschiedliche Empfindlichkeit der Schwermetalle gegenüber dem Vorhandensein von Phosphat erkannt werden. Für Cd wurde bei einer sehr geringen Phosphat-Konzentration von 2,27 mmol/l 44 % weniger frei ionisch vorliegendes Cd vorhergesagt als für dasselbe phosphatfreie Medium. Auch für Ni wurde derselbe Trend in Richtung fallender Bioverfügbarkeit bei Erhöhung der Phosphat-Konzentration vorhergesagt. Für Co jedoch konnte laut Vorhersage festgestellt werden, dass es trotz hoher Phosphat-Konzentration von 15 mmol/l zu 95 % als frei ionisches Co vorlag. (Olaniran et al. 2013)

Ein weiteres wichtiges Adsorbens in Böden stellen Carbonate dar, v.a. Calcit ( $\text{CaCO}_3$ ). Beispielsweise kann die Mobilität von  $\text{Cd}^{2+}$  durch die Sorption an Calcit herabgesetzt werden, indem  $\text{Ca}^{2+}$  durch  $\text{Cd}^{2+}$  ausgetauscht wird. Bei hohen Cd-Konzentrationen überwiegt jedoch die Ausfällung von dem wasserunlöslichen Cadmiumcarbonat ( $\text{CdCO}_3$ ). (Alloway 1999)

### **Einfluss der Wasserhärte**

Die Gesamthärte eines Wassers ist die Summe aller darin vorkommenden zweiwertigen Kationen, in erster Linie Magnesium (Mg) und Calcium (Ca). Ein hartes Wasser hat laut Definition hohe  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentrationen. Studien belegen, dass die Gesamthärte von Wässern einen Einfluss auf die Mobilität von Schwermetallen haben. Pb und Cu liegen beispielsweise in harten Wässern v.a. in komplexierter Form vor, wohingegen in weichen Wässern in ihrer freien ionischen Form. (Fent 2013)

### **Einfluss der Salinität**

Mit einem steigenden Salzgehalt in Böden steigt das Verhältnis der in Lösung gebrachten ein- und zweiwertigen Kationen wie Natrium (Na) und Ca. Die Austauschflächen von beispielsweise Tonmineralen werden vermehrt mit ihnen besetzt, um das Gleichgewicht zwischen gelöster und adsorbierter Spezies zu halten. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

So ändert sich beispielsweise die Spezierung von Cd mit der Salinität. Im Meerwasser mit einer Salinität von 33 – 38 ‰ existiert mehr  $\text{Cl}^-$  als im Süßwasser. Dieses bildet mit Schwermetallkationen wie Cd Komplexe aus, wie Cadmiumchlorid ( $\text{CdCl}_2$ ). Desto höher der Gehalt an  $\text{Cl}^-$ , desto weniger Cd liegt in seiner freien ionischen Form vor. (Fent 2013)

Eine weitere Studie wurde zur Untersuchung des Sorptionsverhaltens von Zn, Pb, Hg und Cd bei variabler Salinität bei einem neutralen pH-Wert für einen Siltstein durchgeführt. Der Gehalt an  $\text{Cl}^-$  reichte von 0 – 78.000 mg/l. Die Sorption von Pb und Zn erfolgte besser als für Hg und Cd. Je höher die Konzentration an  $\text{Cl}^-$  war, desto niedriger fiel der adsorbierte Gehalt an Pb, Zn, Hg und Cd aus. Pb und Zn zeigten dabei eine recht kontinuierliche Abnahme. Die adsorbierte Hg-Konzentration sank linear bis 40.000 mg/l  $\text{Cl}^-$  und blieb ab diesem Punkt bis 78.000 mg/l  $\text{Cl}^-$  konstant. Für Cd beobachtete man die stärkste Reduktion der adsorbierten Menge und somit die höchste Empfindlichkeit auf hohe Konzentrationen an  $\text{Cl}^-$ . (Brasser et al. 2002)

### **Einfluss durch das Vorhandensein konkurrierender Schwermetalle**

Schwermetalle konkurrieren miteinander um die freien Oberflächenplätze der Adsorbentien. Von einer Studie zur Untersuchung der kompetitiven Adsorption von Cu und Zn an drei

unterschiedlichen Proben, einer huminsäureähnlichen Probe (POL),  $\text{Fe}(\text{OH})_x$ -POL und Ferrihydrit, berichtet Violante et al. (2010). Dabei wurde für POL und Ferrihydrit eine höhere Affinität für Cu festgestellt. Durch das Vorhandensein von Zn war der adsorbierte Cu-Anteil nur geringfügig kleiner als bei Abwesenheit von Zn. (Violante et al. 2010)

Viele kompetitive Studien wurden mit gleichzeitigem Zusatz der untersuchenden Ionen durchgeführt. Violante et al. (2010) gehen aber davon aus, dass es weit wahrscheinlicher ist, dass unterschiedliche Schwermetallionen in der Natur der Reihe nach freigesetzt werden. Die Reihenfolge des Zusatzes der Ionen und der anorganischen und organischen Liganden ist ausschlaggebend, wie die Schwermetallionen adsorbiert werden. In Abbildung 7 wird die Cu-Sorption an Goethit abhängig vom Pb/Cu-Molverhältnis (R) und der An- und Abwesenheit von Oxalsäure (25 mmol/kg), die als organischer Ligand dient, dargestellt. Die Zahlen bei den Linien in Abbildung 7 bedeuten die Cu-Hemmung in %. (Violante et al. 2010)

Man differenzierte bei der Untersuchung zwischen drei Modellen:

- eine Mischung aus Oxalsäure, Pb und Cu (in Abbildung 7: Cu + Pb + OX),
- eine Mischung aus Pb und Cu ohne Oxalsäure (in Abbildung 7: Cu + Pb) und
- der Zusatz von Pb und Cu eine Stunde nach dem Zusatz von Oxalsäure (in Abbildung 7: OX//Cu + Pb). (Violante et al. 2010)

Es wurde in jedem Modell beobachtet, dass mit höherem R die Sorption von Cu durch Pb gehemmt wurde. In Abwesenheit der Oxalsäure verhinderte Pb die Cu-Sorption bei einem R von 1 um 11 % und bei einem R von 10 bereits um 55 %. Bei gleichzeitigem Zusatz von Oxalsäure wurde die Cu-Sorption am deutlichsten erhöht. Die Hemmung durch Pb war in den beiden Modellen mit Oxalsäure nicht so ausgeprägt, wie beim Fehlen des organischen Ligandens. (Violante et al. 2010)

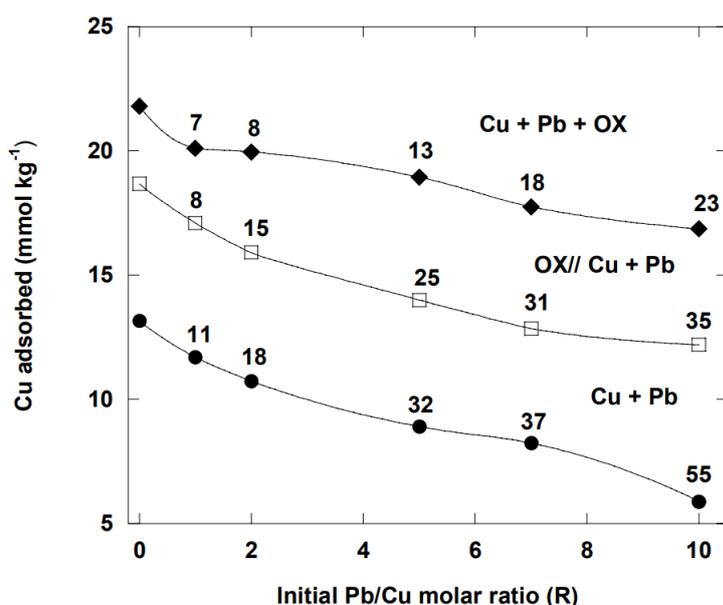


Abbildung 7: Cu-Adsorption an Goethit in Abhängigkeit des Pb/Cu-Molverhältnisses (R) und der An- und Abwesenheit von Oxalsäure. (Violante et al. 2010)

Sherene (2010) berichtete von einer Studie, bei der das Vorhandensein von  $\text{Cr}^{3+}$  die Sorption von  $\text{Pb}^{2+}$  stark behinderte. Bei einer weiteren Studie wurde beobachtet, dass bei sehr niedrigen Lösungsaktivitäten  $\text{Ni}^{2+}$  und  $\text{Co}^{2+}$  mit  $\text{Ca}^{2+}$  konkurrieren. Bei gleichzeitiger Adsorption von  $\text{Ni}^{2+}$  und Desorption von  $\text{Ca}^{2+}$  konnte die Mobilität von  $\text{Ni}^{2+}$  eingedämmt werden. Außerdem wurde eine verminderte Adsorption von  $\text{Co}^{2+}$  durch Erhöhung von  $\text{Ni}^{2+}$  beobachtet. (Sherene 2010)

Caporale und Violante (2015) berichteten von einer Konkurrenzstudie, bei der die gleichzeitige Sorption von Cr, Cu, Cd, Ni, Zn und Pb auf Vermiculit, Glimmer, Kaolinit, die organische Substanz und Fe- und Mn-Oxide untersucht wurde. Auf Vermiculit wurde bevorzugt Zn und Cu adsorbiert, auf Glimmer und Kaolinit bevorzugt Cr. Die übrigen untersuchten Adsorbentien adsorbierten in erster Linie Cu und Pb. (Caporale und Violante 2015)

### **Einfluss des pH-Wertes**

Der pH-Wert in der Bodenlösung ist der pH-Wert, der mit dem Boden im Gleichgewicht steht (Scheffer F. und Schachtschabel 2018).

Er spielt für die Schwermetallmobilität eine sehr wichtige Rolle, da er bestimmt welche Speziationen vorliegen. Im Allgemeinen bedeutet eine Erniedrigung des pH-Wertes eine Erhöhung der Mobilität von Schwermetallen. Neben der Änderung der Metallspezies werden auch die Aufnahmekapazitäten von Sorptionsoberflächen beeinflusst. Beispielsweise tendieren stabile Metallkomplexe im unteren pH-Bereich zur Dissoziation, wobei die Schwermetalle vermehrt in ihrer freien, ionischen Form vorkommen. (Fent 2013)

Eine Studie vom Umweltbundesamt (UBA) zur Verteilung und Mobilität verschiedener Schwermetalle in österreichischen Oberböden der Nutzungskategorien Wald, Grünland und Acker in Abhängigkeit des pH-Wertes zeigte, dass sich karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Regionen unterschiedlich auf die jeweilige Schwermetallmobilität auswirken. In Tabelle 6 sind die Untersuchungsergebnisse der jeweiligen Mediane der Gesamtgehalte der Schwermetalle je nach Nutzung dargestellt. (Freudenschuß et al. 2007)

Tabelle 6: Darstellung der Mediane der Gesamtgehalte eingeteilt in die Nutzungskategorie Wald-, Grünland und Ackerboden (Abkürzungen: kb für karbonatbeeinflusst, kf für karbonatfrei). (Freudenschuß et al. 2007)

Parameter	Median des Gesamtgehalts je nach Nutzung					
	[mg/kg TM]					
	Waldboden		Grünlandboden		Ackerboden	
	kb	kf	kb	kf	kb	kf
<b>Cd</b>	1	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2
<b>Co</b>	14	10	12	10	9	12
<b>Cu</b>	15	15	26	19	23	20
<b>Cr</b>	27	23	37	34	38	36
<b>Hg</b>	-	-	0,13	0,13	0,16	0,12
<b>Ni</b>	28	19	30	22	25	23
<b>Pb</b>	74	37	38	29	17	18
<b>Zn</b>	95	50	104	76	74	73

Die Ni-Mobilität zeigte in der Untersuchung einen eindeutigen Trend. Bei Vorhandensein von Carbonat wurden in den Bodenproben aus allen Nutzungskategorien größere Gesamtgehalte von Ni erfasst. Dasselbe Phänomen ist auch bei Cr und Zn erkennbar, wobei Zn eine größere pH-Abhängigkeit als Cr zeigte. Bei allen zwei Schwermetallen konnte bei der Nutzungskategorie Acker die kleinste Abweichung zwischen karbonatbeeinflusst und -frei beobachtet werden. Auch für Pb, Co und Cd war in der Nutzungskategorie Acker keine pH-Abhängigkeit erkennbar. Für Co und Pb lag der Median der Gesamtgehalte in karbonatfreien Bereichen sogar über dem Median der karbonatbeeinflussten. Für Wald- und Grünlandböden zeigte sich hingegen wieder ein Trend Richtung größerer Mobilität für Pb, Co und Cd bei karbonatfreier Umgebung, wobei für Pb und Cd in Waldböden eine wesentlich größere pH-Abhängigkeit als für Co beobachtet wurde. Der Median von Hg war für karbonatbeeinflusste und -freie Grünlandböden gleich. Bei Ackerböden ergab sich eine höhere Hg-Mobilität in karbonatfreien Bereichen. (Freudenschuß et al. 2007)

Neben den Mobilitätsunterschieden bezogen auf die Nutzungsformen der drei Böden ist weiters erkennbar, dass einige Metalle unterschiedlich stark auf eine pH-Wert-Änderung reagieren. (Freudenschuß et al. 2007)

Eine weitere Studie zur Untersuchung der pH-Wert-Abhängigkeit auf die vorliegende Speziation in einem typischen Seewasser verdeutlicht das. In Tabelle 7 zeigen die Untersuchungsergebnisse, dass einige Schwermetalle wie  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  und  $\text{Zn}^{2+}$  ihre Speziation während einer pH-Wert-Absenkung kaum ändern. Andere wie  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  und  $\text{Pb}^{2+}$

liegen im sauren Bereich zu 100 % als freie Metallionen vor. Diese drastische Änderung in der vorliegenden Speziation beeinflusst deren Mobilität sehr stark. (Fent 2013)

Tabelle 7: pH-Abhängigkeit der unterschiedlichen Schwermetallspezies – Anteil des freien Metallionen-Anteils je nach pH-Wert in Seewasser. (Fent 2013)

Metallspezies	Anteil des freien Metallions (%) in Abhängigkeit des pH-Wertes			
	pH = 7	pH = 6	pH = 5	pH = 4
Cd <sup>2+</sup>	99	100	100	100
Co <sup>2+</sup>	100	99	100	100
Cu <sup>2+</sup>	37	96	100	100
Hg <sup>2+</sup>	1	1	1	1
Mn <sup>2+</sup>	1	50	100	100
Ni <sup>2+</sup>	99	100	100	100
Pb <sup>2+</sup>	36	91	100	100
Zn <sup>2+</sup>	99	100	100	100

Diese stärkere Mobilität der Schwermetallkationen kann beispielsweise durch die langsame Auflösung von Al-Oxiden und Tonmineralzerstörungen ab pH-Werten von 5 erklärt werden. Bei der Zersetzung von Al-Oxiden kommt es schließlich zu freigesetzten Al<sup>3+</sup>, die sich in Tonminerale einbauen können und folglich Al-Chlorite bilden, die eine sehr geringe KAK haben. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Die hohe Löslichkeit von Cd, die ab einem pH-Wert von 6,5 zunimmt, und Pb, die unter einem pH-Wert von 4 stark ansteigt, kann dadurch erklärt werden, dass sie unterhalb dieser Bodenreaktion nur unspezifisch adsorbiert werden. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Für As wird im Gegensatz zu den Schwermetallkationen ein anderer Effekt beobachtet. Die Löslichkeit von As steigt ab dem pH-Wert von 7 stark an. Eine Erklärung hierfür könnte die Deprotonierung von Sorptionsoberflächen, die überwiegend negativ geladenen konkurrierenden organischen Anionen und die Zunahme der negativen Ladung des As selbst sein. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Eine Untersuchung zur Identifikation der jeweiligen Metallspeziation abhängig vom pH-Wert zeigt, dass je nach Zusammensetzung und pH-Wert der Bodenlösung die Schwermetalle Ni, Pb, Cu, Zn und Cd wie folgt existieren, siehe Tabelle 8.

Tabelle 8: Hauptsächlich vorliegende Speziationen in sauren und basischen Böden. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Schwermetall	Hauptsächlich vorliegende Speziation	
	Saurer Boden	Basischer Boden
<b>Ni<sup>2+</sup></b>	Ni <sup>2+</sup> , NiSO <sub>4</sub> <sup>0</sup> , organische Komplexe	NiCO <sub>3</sub> <sup>0</sup> , NiCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , NiB(OH) <sub>4</sub> <sup>+</sup>
<b>Cu<sup>2+</sup></b>	Organische Komplexe, Cu <sup>2+</sup> , CuSO <sub>4</sub> <sup>0</sup>	Organische Komplexe, CuCO <sub>3</sub> <sup>0</sup> , CuB(OH) <sub>4</sub> <sup>0</sup> , CuOH <sup>+</sup> , Phosphato-Cu-Komplexe bei hohen Konzentrationen an PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
<b>Zn<sup>2+</sup></b>	Zn <sup>2+</sup> , ZnSO <sub>4</sub> <sup>0</sup>	ZnHCO <sub>3</sub> , Zn <sup>2+</sup> , ZnSO <sub>4</sub> <sup>0</sup> , ZnCO <sub>3</sub> <sup>0</sup> , Zn(OH) <sup>+</sup> , ZnSO <sub>3</sub> <sup>0</sup> und ZnHPO <sub>4</sub> <sup>0</sup> bei höheren Gehalten von PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> und SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
<b>Cd<sup>2+</sup></b>	Cd <sup>2+</sup> , CdSO <sub>4</sub> <sup>0</sup> , CdCl <sup>+</sup>	Cd <sup>2+</sup> , CdSO <sub>4</sub> <sup>0</sup> , CdCl <sup>+</sup>
<b>Pb<sup>2+</sup></b>	Pb <sup>2+</sup> , organische Komplexe, PbSO <sub>4</sub> <sup>0</sup> , PbHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	PbCO <sub>3</sub> <sup>0</sup> , PbHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2+</sup>

Bei Ni, Cu, Zn und Pb ist ein deutlicher pH-Wert-Einfluss auf die vorliegende Bindung in Böden zu sehen. Mit zunehmendem pH-Wert steigt die Konzentration an OH<sup>-</sup> und Zn<sup>2+</sup> wird in erster Linie zu ZnCO<sub>3</sub><sup>0</sup>. Bei Vorhandensein von SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ergibt sich im alkalischen Bereich eine Bindung zu ZnSO<sub>4</sub><sup>0</sup>. Pb, Cu und Ni verbinden sich in basischen Böden hauptsächlich mit Carbonaten und Pb und Ni auch mit Hydrogencarbonaten. Im sauren Boden liegt überwiegend die freie ionische, organisch komplexierte und sulfatisch gebundene Form vor. Cd hingegen zeigt in dieser Studie keine Unterschiede in der Speziation in Abhängigkeit des pH-Wertes. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Die Stabilität und damit die Löslichkeit der entstehenden Schwermetallverbindungen spielt einen großen Einfluss auf die erneute Mobilisierung der Schwermetalle. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

### **Einfluss des Redoxpotenzials**

Kommen Böden mit sauerstoffreichem Wasser oder Luftsauerstoff durch z.B. Bodenumlagerung in Berührung, verändern sich die Redoxbedingungen. Damit verbunden ergeben sich Änderungen in den vorliegenden Metallbindungsformen. Bei schwach gepufferten Systemen können solche ablaufenden Oxidationsreaktionen den pH-Wert senken, was eine Erhöhung der Schwermetallmobilität etlicher Elemente zur Folge hat. (Calmano et al. 1992)

In oberflächennäheren Bereichen, in denen Sauerstoff vorhanden ist, kann dieser von den dort lebenden Mikroorganismen verbraucht werden. In tieferen Bereichen ziehen Mikroorganismen den Sauerstoff aus oxidischen Verbindungen, wobei diese folglich in Sulfide und Carbonate umgewandelt werden. In diesen anoxischen Bereichen liegen die Schwermetalle v.a. in sulfidisch gebundener Form sehr stabil vor. Wird nun durch beispielsweise Sickerwasser oder

der Anstieg des Grundwasserspiegels Sauerstoff erneut zugeführt, kommt es zu Veränderungen der Schwermetallbindungsformen, da sulfidische Verbindungen aufgelöst werden. (Calmano et al. 1992)

In einer deutschen Studie wurde die Freisetzung von Cd, Pb, Zn und Cu unter reduzierenden und oxidierenden Bedingungen gemessen. Für alle vier Schwermetalle ergab sich eine weitaus höhere Mobilität unter oxidierenden Bedingungen, also bei höherem Redoxpotenzial, als bei reduzierenden Bedingungen. Beispielsweise ist bei den Untersuchungen von Cd bei einem pH-Wert von 3 eine doppelt so hohe Konzentration unter oxidierenden Bedingungen freigesetzt worden als unter reduzierenden, bei Cu sogar die zehnfache Konzentration, siehe Abbildung 8. Zusätzlich zeigte die Untersuchung eine starke pH-Abhängigkeit. Sowohl unter reduzierenden als auch oxidierenden Bedingungen wurde jeweils bei saureren pH-Werten deutlich höhere Konzentrationen mobil. (Calmano et al. 1992)

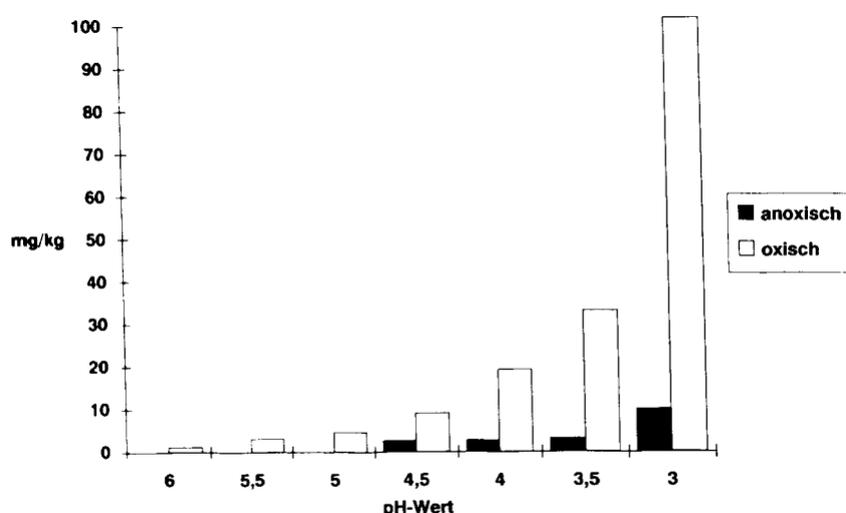


Abbildung 8: Freisetzung von Cu bei unterschiedlichen Redoxpotenzialen und pH-Werten. (Calmano et al. 1992)

Kommt es zu abwechselnden Oxidations- und Reduktionszyklen im Boden, konnte beobachtet werden, dass der pH-Wert eines Sediments nachhaltig geringer wird. Nach einer ersten Oxidationsphase im Sediment sank der ursprüngliche pH-Wert von ca. 8 auf 3, stieg in einer nachfolgenden Reduktionsphase jedoch nur mehr auf ca. 5,5 an. In einem zweiten Redoxzyklus sank der pH-Wert während der Oxidationsphase wieder auf ca. 3 und stieg während der Reduktionsphase nur mehr auf 5. Obwohl die Oxidations- und Reduktionsphasen jeweils in demselben Versuchszeiträumen stattfanden, konnte festgestellt werden, dass der erneute pH-Anstieg in den Reduktionsphasen weitaus langsamer war und das Sediment mit jedem weiteren Redoxzyklus saurer wurde. (Calmano et al. 1992)

Als Folge der Redoxzyklen konnte eine große Änderung in der Metallbindungsform von Zn, Cd, Cu und Pb festgestellt werden. Zu Beginn des Experiments bei einem pH-Wert von 8 waren 40 Ma% Zn, 65 Ma% Cd, 80 Ma% Pb und ca. 90 Ma% Cu sulfidisch oder organisch gebunden, nach drei Redoxzyklen bei einem pH-Wert von 5 nur mehr 30 Ma% Zn, ca. 45 Ma% Cd, 55 Ma% Pb und ca. 70 Ma% Cu. Die Zunahme der Konzentration von Cd,

Cu, Pb und Zn in Lösung kann v.a. in den Oxidationszyklen beobachtet werden. (Calmano et al. 1992)

In Abbildung 9 ist beispielsweise die Phasenänderung von Cd in Abhängigkeit der Redoxzyklen dargestellt.

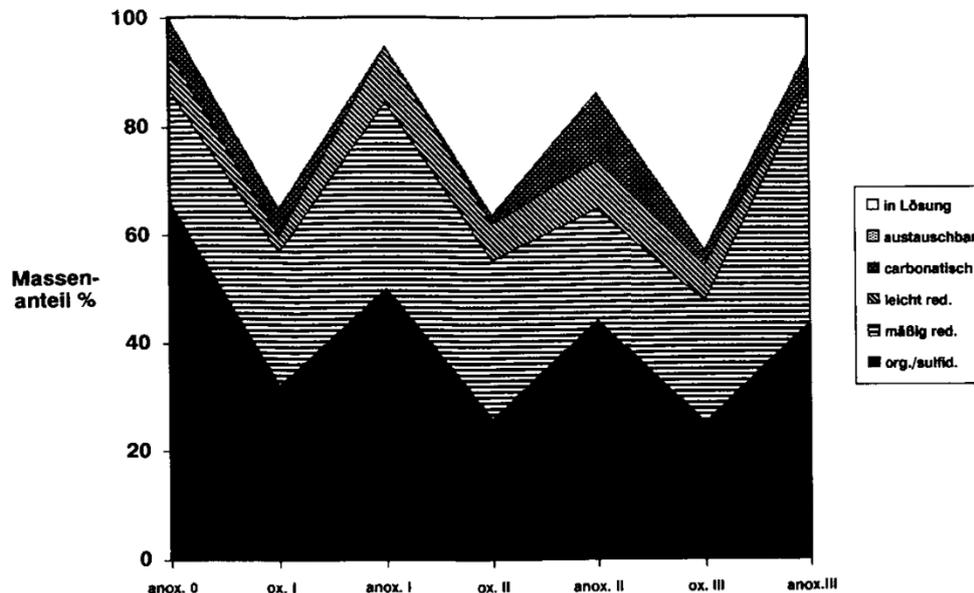


Abbildung 9: Phasenveränderung von Cd in Abhängigkeit der Redoxzyklen. (Calmano et al. 1992)

### Einfluss der mikrobiellen Tätigkeit

Die mikrobielle Tätigkeit in Böden kann auf unterschiedlichste Art einen Einfluss auf die Schwermetallmobilität haben. Bei der Biosorption nehmen Mikroorganismen unlösliche oder lösliche, organische oder anorganische Schwermetallspeziationen auf und können diese weitertransportieren oder Metaboliten ausscheiden. Neben der Aufnahme können Schwermetallkationen auch an den negativ geladenen Oberflächengruppen wie Phosphoryl- oder Carboxyl-Gruppen der Bakterien adsorptiv gebunden werden. In einer Studie wurde folgende Affinitätsreihenfolge für die Oberflächensorption festgelegt: Pb < Cr < Co < Cd < Cu < As << U < Hg << Ni. (Violante et al. 2010)

Bei kleinen Redoxpotenzialen, also im anoxischen Bereich, reduzieren bestimmte Mikroorganismen Mn und Fe, sodass deren Hydroxide und Oxide aufgelöst werden und gebundene Schwermetallionen erneut mobilisiert werden. Bei noch kleineren Redoxpotenzialen wird durch sulfatreduzierende Mikroorganismen Sulfat zu Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) reduziert. Das dabei entstehende H<sub>2</sub>S kann mit Schwermetallkationen wie Hg, Cu oder Pb schwerlösliche Sulfide bilden. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018)

Beispielsweise wird der Hg-Kreislauf im Boden neben Adsorptionsprozessen auch durch die Tätigkeit von Mikroorganismen beeinflusst. Der im Boden vorhandene H<sub>2</sub>S reagiert mit Hg zu unlöslichem Quecksilbersulfid (HgS), welches ausfällt. Auch die Speziation von As wird durch arsenreduzierende Mikroorganismen bestimmt. Die sogenannten As(V)-Atmer reduzieren

dabei As(V) zu As(III), welches in der Umwelt mobiler ist als die fünfwertige Form. (Reineke und Schlömann 2020)

### **Einfluss der Temperatur**

Laut Reineke und Schlömann (2020) wirkt sich die Temperatur im Allgemeinen eher gering auf die Schwermetallmobilität aus. Trotzdem lässt sich ein Trend erkennen, bei dem bei höheren Temperaturen eine höhere Toxizität bzw. Bioakkumulation beobachtet wird. (Reineke und Schlömann 2020)

Um die Auswirkungen einer thermischen Behandlung auf die Bodeneigenschaften und -funktionen nachvollziehen zu können, fassten O'Brien et al. (2018) die bei bestimmten Temperaturen ablaufenden Bodenprozesse zusammen. Sie erlangten durch die Betrachtung vieler Studien folgende Erkenntnisse: Ab 300 °C kommt es zur Decarboxylierung von Fulvo- und Huminsäuren und zur drastischen Reduktion der organischen Substanz. O'Brien et al. (2018) berichteten von einer Studie, bei der neben den Temperaturen auch die Erhitzungszeit eine große Rolle beim Abbau der organischen Substanz spielt: Bei der thermischen Behandlung von Lehm bei 300 °C für 60 min kam es zu einer Reduktion der organischen Substanz von 19 % und für 90 min zu 25 %, hingegen bei 350 °C für 60 min zu 35 % und für 90 min zu 65 %. (O'Brien et al. 2018)

Auch Biswas et al. (2018) berichteten in ihrer Untersuchung über einen starken Einfluss der Temperatur auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff (C) in Böden. Höhere Temperaturen führten dabei nachweislich zu C-Verlusten. Es wurde bei gleichzeitigem C-Verlust im Boden ein Anstieg der Emissionen von Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) beobachtet. (Biswas et al. 2018)

Durch die Reduktion der organischen Substanz kommt es auch zur Verflüchtigung wichtiger Nährstoffe wie Stickstoff (N) (ab 220 °C). Phosphor (P) hingegen bleibt während einer thermischen Behandlung durch die Umverteilung von organischem in anorganisches P sehr stabil. (O'Brien et al. 2018)

Vidonish et al. (2016) untersuchten in ihrer Studie die Veränderung der N-, P- und C-Gehalte zweier mit Kohlenwasserstoff verunreinigter Bodenproben nach einer Pyrolyse bei 420 °C und nach einer Verbrennung bei 650 °C. Durch die niedrigeren Temperaturen bei der Pyrolyse konnten höhere Gehalte an N und organischer Substanz in den pyrolysierten Bodenproben festgestellt werden als in denen, die einer Verbrennung ausgesetzt waren. Einen anderen Zusammenhang konnte man bei den P-Gehalten erkennen. Es zeigte sich ein eindeutiger Trend in Richtung stark abnehmende P-Gehalte nach einer Verbrennung. Nach der Pyrolyse bei 420 °C vervierfachte sich der P-Gehalt bei einer Bodenprobe, bei der zweiten hingegen wurde eine starke Abnahme beobachtet. (Vidonish et al. 2016)

Die Stabilität der Tonminerale erstreckt sich über einen weit größeren Temperaturbereich. Jedes Tonmineral besitzt eine spezifische Temperatur, bei der dessen Dehydroxylierung einsetzt. Montmorillonit beispielsweise ist bis 700 °C stabil, die Kaolinit-Zersetzung hingegen beginnt bereits ab 420 – 500 °C. Illite zersetzen sich ab 550 °C und Muscovite bleiben bis 940 °C sehr stabil. Folglich verursachen Erhitzungen unter 400 °C keine drastischen mineralogischen Veränderungen. (O'Brien et al. 2018)

Wie sich diese chemischen und mineralogischen Veränderungen der Bodenstruktur auf die Schwermetallmobilität auswirken, zeigen nachstehende Studien.

Eine Studie von Bulgariu et al. (2008) zeigte eine zunehmende Sorption von  $Pb^{2+}$  und  $Hg^{2+}$  an Moostorf, ein natürlich vorkommendes Material ähnlich der organischen Substanz, bei einer Temperatursteigerung von 5 °C auf 55 °C. Durch die Temperaturerhöhung kam es dem Anschein nach zu einer stärkeren Anziehungskraft zwischen Schwermetallion und der Oberfläche von Moostorf. (Bulgariu et al. 2008)

Sherene (2010) berichtete im Gegensatz dazu über eine Studie zur Untersuchung der Auswirkung der Temperaturerhöhung in Böden, bei der es zum Abbau der organischen Substanz und folglich zur Freisetzung der gebundenen Schwermetalle kam. (Sherene 2010)

Bei der Untersuchung eines Bodens vor und nach einer thermischen Behandlung bei 350 °C und 600 °C konnten durch Roh et al. (2000) signifikante Unterschiede in seiner mineralogischen und chemischen Zusammensetzung und Korngröße erkannt werden, die zu einer erhöhten Mobilität einiger Schwermetalle führten. Die Bodenprobe, die einer Temperatur von 350 °C ausgesetzt war, zeigte zwar keine großen Veränderungen in der mineralogischen Zusammensetzung, unterschied sich von dem unbehandelten Boden jedoch stark durch den Verlust an organischer Substanz (bei ca. 300 °C) und dem geringeren Tongehalt. Nach der thermischen Behandlung mit 600 °C wurde die Tonstruktur fast komplett zerstört und es bildeten sich sandgroße Aggregate, was auf die Verschmelzung der Tonpartikeln zurückzuführen war. Der in den unbehandelten und bei 350 °C thermisch behandelten Bodenproben detektierte Kaolinit konnte nach der Erhitzung auf 600 °C nicht mehr nachgewiesen werden, da die Dehydratisierung des Kaolinit zwischen 400 – 525 °C stattfindet. Es entstanden stattdessen Silizium- und Aluminiumoxide, was eine drastische Verringerung der Kationenaustauschkapazität der Bodenprobe verursachte. (Roh et al. 2000)

Durch den Abbau der organischen Substanz, welcher sowohl bei der thermischen Behandlung bei 350 °C als auch bei 600 °C beobachtet wurde, stieg die Mobilität von Al, Fe und Cu mit der Temperatur an. Die Mobilität von Mn zeigte bei den 350 °C erhitzten Bodenproben einen Anstieg, sank daraufhin bei weiterer Erhitzung hingegen wieder ab, siehe Tabelle 9. (Roh et al. 2000)

Tabelle 9: Konzentrationen an säureextrahierbaren Elementen in den unbehandelten und thermisch behandelten Bodenproben. (Roh et al. 2000)

Behandlung	Al	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	P	Zn
	[mg/kg]								
Unbehandelt	18	8.753	0,5	0,1	1.159	133	84	0,98	26
Thermisch behandelt bei 350 °C	124	9.182	1,4	85,5	906	769	88	0,98	29
Thermisch behandelt bei 600 °C	399	7.638	4,4	90,8	888	441	119	0,97	12

Biache et al. (2008) erkannten, dass bei der Untersuchung von vier verschiedenen Bodenproben die Gesamtgehalte an Fe und Zn vor und nach einer thermischen Behandlung nahezu konstant blieben. Ihre Ergebnisse zeigten, dass in den thermisch behandelten Bodenproben weniger mobile Fraktionen von Fe und Zn vorlagen, da diese sich in schwerlöslichere, stabilere Formen umverteilten. Trotzdem konnte ein sehr kleiner Anstieg in den Gesamtgehalten von Fe und Zn beobachtet werden, der durch den Verlust der organischen Substanz durch die thermische Behandlung erklärt wurde. (Biache et al. 2008)

In einer ähnlichen Studie von Bonnard et al. (2010) wurde ein mit Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen (Hg, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb) kontaminierter Boden einer thermischen Desorption in einem Ofen bei 500 °C unterzogen. Um die Toxizität einer thermisch behandelten und unbehandelten Bodenprobe vergleichen zu können, wurden an beiden ein Biotest mit Regenwürmern durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass durch die thermische Behandlung das C/N-Verhältnis und der pH-Wert der Bodenprobe anstiegen und der Gehalt an organischer Substanz und Kohlenwasserstoffen abnahmen. Die Gehalte an Schwermetallen blieben hingegen vor und nach der thermischen Behandlung konstant. Nach Untersuchungen an den Regenwürmern zeigte sich, dass, obwohl die Konzentration an Kohlenwasserstoffen nach der thermischen Behandlung deutlich niedriger war, die thermisch behandelte Bodenprobe auf die Regenwürmer gentoxischer wirkte als die thermisch unbehandelte. Bonnard et al. (2010) erklärten, dass dieser Umstand vermutlich auf eine Veränderung in der Metallspezifikation zurückzuführen ist. (Bonnard et al. 2010)

Wie sich jedoch die Schwermetallspezies und somit ihre Mobilisierbarkeit während einer thermischen Behandlung ändert, ist bis dato noch nicht untersucht worden. (O'Brien et al. 2018)

## 1.4 Problemstellung

Altlasten mit organischen Kontaminationen wie leicht- bis schwersiedende Kohlenwasserstoffe sind in der heutigen Zeit sehr gut mit thermischen In-situ-Verfahren wie den festen Wärmequellen (TCH) sanierbar. Schwermetalle, die auf co-kontaminierten Altlasten in Kombination mit organischen Kontaminationen auftreten können, werden durch diese Sanierungsmethode hingegen nicht entfernt.

Da es durch die starke Temperaturbelastung zu Veränderungen der chemischen und mineralogischen Bodenzusammensetzung, der Bodenstruktur, im Wasserhaushalt, in der mikrobiellen Tätigkeit, im pH-Wert etc. kommt, wäre es möglich, dass Schwermetalle, die im Boden in verschiedenster Art und Weise gebunden vorliegen, erneut mobilisiert werden. (O'Brien et al. 2018)

Eine erneute Mobilisierung von Schwermetallen würde ein großes Umweltrisiko bedeuten, da sie auf diesem Weg ins Grundwasser gelangen und weitertransportiert werden können. Ob es jedoch zu einer erhöhten Mobilisierbarkeit von Schwermetallen kommt, ist während einer Sanierung mittels TCH bis dato noch nicht überwacht worden (O'Brien et al. 2018).

Um eine thermische Sanierung co-kontaminierter Altlasten durchführen zu können, benötigt man eine Studie, die eine Mobilisierbarkeit der vorliegenden Schwermetalle und damit die Schadstoffverfrachtung ausschließt, da eine Schadstoffumverlagerung entgegengesetzt zu dem Ziel einer Altlastensanierung stehen würde.

## 1.5 Zielsetzung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist folglich, die Mobilität und Mineralogie von Schwermetallen in fünf kontaminierten Böden von fünf unterschiedlichen Altlasten vor und nach einer thermischen Behandlung zu untersuchen. Durch Anwendung des pH-abhängigen Elutionsverfahren gemäß EN 14429, chemischer Analysen und mineralogischer Untersuchungsmethoden wie der Röntgendiffraktometrie und der Elektronenstrahlmikrosonden-Analytik soll erkannt werden, welche Speziation der Schwermetalle in den Bodenproben vor und nach einer thermischen Behandlung vorliegt und wie sich deren Veränderungen in der Mineralogie auf die Auslaugbarkeit auswirkt. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020)

## 2 Material & Methoden

### 2.1 Auswahl von Probenahmestandorten

Für die Untersuchung der Schwermetallmobilität im Labor wurden Bodentypen und -arten von fünf unterschiedlichen Altlasten untersucht. Die geforderten Voraussetzungen zur Eignung einer Altlast für diese Untersuchung war, dass sie

1. mit organischen Schadstoffen, v.a. CKWs, MKWs, etc., jedoch keine PAKs, kontaminiert ist,
2. mit anorganischen Schadstoffen, jedoch nur Schwermetalle, deren Eluatkonzentrationen laut DVO Anhang 1 für die Ablagerung auf Bodenaushubdeponien beschränkt sind wie As, Ba, Pb, Cd, Cr<sub>ges</sub>, Co, Cu, Ni, Hg, Ag, Zn und Sn, kontaminiert ist,
3. diese Kontaminationen oberflächennah und zugänglich sind, d.h. keine Deckschicht oder Bebauung vorhanden ist, und
4. Prioritätenklasse 1 oder 2 hat.

Der Ablauf der Recherchetätigkeit zur Suche nach geeigneten Altlasten wird nachstehend angeführt.

#### **Schritt 1:** Zusammenfassung geeigneter Altlasten in Österreich

Im ersten Schritt der Recherchetätigkeit sind alle Altlasten in Österreich unter dem Altlastenatlas (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) und Umweltbundesamt GmbH (UBA) 2021) auf die oben genannten Voraussetzungen geprüft worden. Bereits sanierte Altlasten sind von Beginn an nicht berücksichtigt worden, da die Gefahrenquelle nicht mehr existiert. Die nicht gesicherten und gesicherten Altlasten, die den Voraussetzungen entsprechen, wurden nach folgenden Merkmalen klassifiziert:

- die Art der Altlast (Altablagerung oder Altstandort),
- die Lage der Altlast,
- die derzeitige Nutzung,
- die Zugänglichkeit,
- die Prioritätenklasse,
- die Sicherung (gesichert oder nicht gesichert),
- die vorkommende Schadstoffart (aufgeteilt in organische und anorganische Schadstoffe) aus Feststoff- und Grundwasseranalysen und
- die Lage der Schadstoffe.

#### **Schritt 2:** Reihung nach Relevanz

Auf Basis dieser gesammelten Informationen wurde jede dieser Altlasten nach einer Ersteinschätzung als „Plan A“- , „Plan B“- oder „Plan C“-Altlast für dieses Projekt eingestuft. Da nach gründlicher Recherchearbeit keine „Plan A“-Altlasten für eine Probenahme infrage

kamen, wurden „Plan B“-Altlasten als solche definiert, die statt der gewollten Prioritätenklasse 1 oder 2 in Prioritätenklasse 3 fallen, aber die übrigen Anforderungen erfüllen.

Die Recherchetätigkeiten erfolgten per Telefon und Email bei den zuständigen Bearbeitern der Altlasten im UBA und der jeweiligen Landesregierung, den jeweiligen Eigentümern der Altlastenflächen, den Standortgemeinden der Altlasten und anderen Stakeholdern. Dabei erwiesen sich die meisten „Plan B“-Altlasten aus diversen Gründen als nicht beprobbar. Entweder wurde bereits eine noch nicht im Altlastenatlas angeführte Sanierung der Altlast in der Vergangenheit durchgeführt oder die interessanten Bereiche der Altlast waren nicht zugänglich oder es war nicht möglich, eine Genehmigung des Grundeigentümers zu erhalten bzw. diesen überhaupt kontaktieren zu können.

Aus diesem Grund wurden „Plan C“-Altlasten definiert, die neben einer leichten anorganischen Belastung auch eine leichte organische Belastung aufweisen und auch Prioritätenklasse 1, 2 oder 3 haben können. Da nicht genug Altlasten zur Erfüllung der Aufgabenstellung gefunden wurden, wurden „Plan-D“-Altlasten mit einer anorganischen, aber keiner organischen Belastung recherchiert.

In Tabelle 10 sind die Voraussetzungen der „Plan A“- , „Plan B“- , „Plan-C“- und „Plan D“- Altlasten zusammengefasst.

Tabelle 10: Definition der „Plan A“- , „Plan B“- , „Plan-C“- und „Plan D“-Altlasten.

Bezeichnung	Voraussetzung		
	Organische Belastung	Anorganische Belastung durch Schwermetalle	Prioritätenklasse
„Plan A“-Altlast	Ja	Ja	1 oder 2
„Plan B“-Altlast	Ja	Ja	1, 2 oder 3
„Plan C“-Altlast	Vereinzelt	Vereinzelt	1, 2 oder 3
„Plan D“-Altlast	Nein	Ja	1, 2 oder 3

### **Schritt 3:** Einholung der Genehmigung des Eigentümers für die Probenahme

Durch erneute Anfragen beim UBA, bei Standortgemeinden, bei den Grundstückseigentümern, die durch das Grundbuch eruiert worden sind, etc. konnten Genehmigungen zur Probenahme auf den Altlastenflächen eingeholt werden.

## **2.2 Probenahme**

### **Probenahmeplanung**

Für die Planung und Durchführung der Probenahme auf den Altlasten ist die ÖNORM S 2091 herangezogen worden. Sie enthält Anforderungen an die Durchführung der Feststoff-Probenahme, um durch die Untersuchung der gezogenen Feststoffproben Ergebnisse zu erhalten, die für die Überprüfung der Wirksamkeit von Sicherungs- und

Sanierungsmaßnahmen eingesetzt werden oder als Grundlage für eine Gefährdabschätzung bezogen auf Mensch und Umwelt dienen. (ÖNORM S 2091)

Im Allgemeinen gibt es kein einheitliches Verfahren zur Probenahme, sondern sie muss jeweils an die bestimmte Altlast und an die jeweilige Aufgabenstellung angepasst werden (ÖNORM S 2091). Somit wurde für jede Altlast eine individuelle Probenahmeplanung durchgeführt.

Bei jeder Probenahmeplanung wurde wie folgt vorgegangen:

1. **Definition des Untersuchungsziels:** Laut ÖNORM S 2091 ist abhängig vom Untersuchungsziel das weitere Vorgehen der Probenahme zu planen. Das Ziel im Projekt InnoBLA ist die Untersuchung der Mobilität und Mineralogie der vorliegenden Schwermetalle in den kontaminierten Böden vor und nach einer thermischen Behandlung.
2. **Schaffung eines Überblicks über die Altlast:** Frühere Aufzeichnungen und Untersuchungen durch verschiedene Institutionen dienten zur Lokalisierung und Identifikation von Schadstoffzentren und zur Ermittlung von weiteren wichtigen Informationen wie Untergrundverhältnisse, Standortverhältnisse, etc., die für die Durchführung einer Probenahme relevant sind. Die Untersuchungsergebnisse für Altlasten in Österreich werden durch das UBA auf [altlasten.gv.at](http://altlasten.gv.at) zur Verfügung gestellt. Eine Geländebegehung vor der Probenahme ist laut ÖNORM S 2091 empfehlenswert, ist im Ausmaß des Projekts im Vorhinein aber nicht durchgeführt worden.
3. **Planung der Probenahmestellen:** Durch die erlangten Kenntnisse früherer Untersuchungen des UBA, konnte die räumliche Lage von Schadstoffen identifiziert werden. Unbebaute Flächen mit hohen oberflächlichen Schadstoff-Hotspots (im Bereich < 1 m) wurden als ideale Probenahmestellen in ein Luftbild eingezeichnet. Als Hilfe zur Orientierung auf der Altlast dienen ungefähre Meterangaben, welche auf ein markantes Objekt wie ein Einkaufszentrum bezogen wurden. Zur Erreichung des Untersuchungsziels für das Projekt InnoBLA sind ein bis zwei Probenahmestellen pro Altlast eingeplant worden.
4. **Wahl der Aufschlussmethode:** Für das Projekt InnoBLA sind keine maschinellen Aufschlussmethoden geplant worden. Die oberflächliche Entnahme der Feststoffproben erfolgte per Hand.
5. **Festlegung der Vor-Ort-Parameter:** Laut ÖNORM S 2091 sind unmittelbar nach der Probenahme wichtige Vor-Ort-Parameter in ein Probenahmeprotokoll einzutragen, wie:
  - a. Abfallart, Klassifikation
  - b. Bodenart
  - c. Geruch (Intensität)
  - d. Farbe und auffällige Verfärbungen
  - e. Beschaffenheit (schlammig, fest, flüssig)
  - f. Veränderung während der Probengewinnung
6. **Planung des Parameterumfangs:** Die Mindestprobenmenge ist unter anderem abhängig vom Parameterumfang. Die zu untersuchenden Parameter variieren je nach

Untersuchungsziel und sind im Einzelfall zu definieren. Das Ziel ist die Bestimmung der Schwermetallspezies und ihrer Mobilität mittels pH-abhängigen Elutionsverfahren gemäß EN 14429 und Elektronenstrahlmikrosonden-Analytik vor und nach einer thermischen Behandlung.

7. **Berechnung der Mindestprobenmenge:** Die Art und die Anzahl der zu untersuchenden Parameter, die Art und Anzahl der Messungen, die Bodenart, der Wassergehalt, etc. sind entscheidend, wieviel Feststoffprobe entnommen werden soll. Da jede Probe bei drei Temperaturen thermisch behandelt und jede thermisch behandelte Probe nach EN 14429 bei verschiedenen pH-Werten eluiert werden sollte, während die Böden eher feinkörnig waren, stellte die geplante Analytik den probenmengenbestimmenden Schritt dar. Aufbauend auf diesen Betrachtungen wurde eine Mindestprobenmenge von 55 kg berechnet.
8. **Planung des Probenahmeprotokolls:** Die Dokumentation der Probenahme erfolgt in ein an das Untersuchungsziel angepasstes Probenahmeprotokoll zur Aufnahme aller wichtigen Parameter, die speziell für das Projekt InnoBLA von Bedeutung sind.
9. **Planung des benötigten Equipments:** Für die Durchführung der Probenahme sind eine Schaufel, ein Erdbohrer (für kompaktere Untergrundbereiche), Handschuhe, ein Maßband (zur Vermessung der Probenahmestelle), mindestens fünf 10-l-Kübel mit Deckel, Blumenerde (zur Wiederverfüllung der Probenahmestelle), ein Edding (zur Beschriftung der Feststoffproben), ein Fotoapparat (zur bildlichen Dokumentation), der Anfahrtsplan und weitere wichtige Informationen zur Altlast vorbereitet worden.

Alle Informationen wurden je Altlast in einen Probenahmeplan eingetragen.

### Berechnung der Mindestprobenmenge

Für die Abschätzung der Mindestprobenmenge, die bei der Probenahme je Altlast gezogen werden muss, wurden nachstehende Berechnungen durchgeführt. Die Berechnung bezieht sich auf die Feststofffraktion kleiner 2 mm (< 2 mm), die durch eine Siebung der Feststoffproben nach der Probenahme erhalten wird. Für die Berechnung wurden ein paar Annahmen getroffen, die im Folgenden erläutert werden.

#### **Mindestprobenmenge für die Eluatuntersuchung der thermisch unbehandelten Probe:**

Für die Eluatuntersuchungen sind vom Labor acht pH-Werte und ein Reinstwassereluat festgelegt worden. Für die Untersuchung benötigte jeder untersuchte pH-Wert insgesamt drei Ansätze. Die eingesetzte Probenmenge je Ansatz betrug 50 g TM. Zuzüglich ist ein Sicherheitsfaktor miteinbezogen worden. Die verwendeten Formelsymbole für die Berechnung sind in Tabelle 11 übersichtlich festgehalten.

Die Berechnung der Mindestprobenmenge einer thermisch unbehandelten Probe < 2 mm, bezeichnet als  $m_{\min, < 2\text{mm}}$ , lautet wie folgt:

$$m_{\min, < 2\text{mm}} = \frac{(n_{\text{pH}} * n_{\text{Ansatz}}) * m_{\text{Ansatz}} * S}{(1-w)} = \frac{(9*3)*0,050 \text{ g TM} * 1,1}{(1-0,3)} \approx 2,12 \text{ kg} \quad (1)$$

Tabelle 11: Daten zur Berechnung der Mindestprobenmenge thermisch unbehandelte Proben.

Untersuchte pH-Werte $n_{\text{pH}}$	9
Ansätze pro untersuchtem pH-Wert $n_{\text{Ansatz}}$	3
Probenmenge je Ansatz $m_{\text{Ansatz}}$	0,050 kg TM
Geschätzter Wassergehalt $w$	30 % (Annahme)
Sicherheitsfaktor $S$	10 %

**Mindestprobenmenge für die Eluatuntersuchung der thermisch behandelten Proben:**

Dieselbe Vorgehensweise wie oben wurde für die thermisch behandelten Proben herangezogen, mit dem einzigen Unterschied, dass neben dem Wassergehalt auch ein weiterer Massenverlust aufgrund chemischer Reaktionen und Verflüchtigungen während der thermischen Behandlung berücksichtigt werden muss. Dieser Massenverlust ist durchschnittlich mit 50 % für jede Temperatur angenommen worden. Zuzüglich ist ein Sicherheitsfaktor miteinbezogen worden. Die verwendeten Formelsymbole für die Berechnung sind in Tabelle 12 übersichtlich festgehalten.

Die Berechnung der Mindestprobenmenge einer thermisch behandelten Probe < 2 mm bei z.B. 500 °C, bezeichnet als  $m_{\text{min}, < 2\text{mm}, 500^\circ\text{C}}$ , lautet wie folgt:

$$m_{\text{min}, < 2\text{mm}, 500^\circ\text{C}} = \frac{(n_{\text{pH}} * n_{\text{Ansatz}}) * m_{\text{Ansatz}} * S}{(1 - \Delta m)} = \frac{(9 * 3) * 0,050 \text{ g TM} * 1,1}{(1 - 0,5)} \approx 2,97 \text{ kg} \quad (2)$$

Tabelle 12: Daten zur Berechnung der Mindestprobenmenge thermisch behandelte Proben.

Untersuchte pH-Werte $n_{\text{pH}}$	9
Ansätze pro untersuchtem pH-Wert $n_{\text{Ansatz}}$	3
Probenmenge je Ansatz $m_{\text{Ansatz}}$	0,050 kg TM
Angenommener Massenverlust $\Delta m$	50 % (Annahme)
Sicherheitsfaktor $S$	10 %

Dieselbe berechnete Mindestprobenmenge bei 500 °C ist auch für die Versuche bei anderen Temperaturen schätzungsweise angenommen worden.

**Gesamte Mindestprobenmenge für eine Feststoffprobe:** Aus den beiden obigen Berechnungen ergibt sich in Summe die gesamte Mindestprobenmenge für eine

Altlastenprobe, die für die gesamte Untersuchung im Labor benötigt wird. Neben der Analyse der thermisch unbehandelten Probe wurden für die thermisch behandelte Probe insgesamt drei Temperaturversuche bei 105 °C, 300 °C und 500 °C in die Untersuchung aufgenommen. In Tabelle 13 sind alle verwendeten Formelsymbole für die Berechnung zusammengefasst.

Die Berechnung der gesamten Mindestprobenmenge  $m_{\min, < 2 \text{ mm, ges}}$  lautet wie folgt:

$$m_{\min, < 2 \text{ mm, ges}} = m_{\min, < 2 \text{ mm}} + m_{\min, < 2 \text{ mm, } 105^\circ\text{C}} + m_{\min, < 2 \text{ mm, } 300^\circ\text{C}} + m_{\min, < 2 \text{ mm, } 500^\circ\text{C}} \quad (3)$$

$$m_{\min, < 2 \text{ mm, ges}} = 2,12 \text{ kg} + 2,97 \text{ kg} + 2,97 \text{ kg} + 2,97 \text{ kg} = 11,03 \text{ kg} \quad (4)$$

Tabelle 13: Daten zur Berechnung der gesamten Mindestprobenmenge.

$m_{\min, < 2 \text{ mm}}$	Mindestprobenmenge einer thermisch unbehandelten Probe < 2mm
$m_{\min, < 2 \text{ mm, } 105^\circ\text{C}}$	Mindestprobenmenge einer thermisch behandelten Probe < 2 mm bei einer Temperatur von 105 °C
$m_{\min, < 2 \text{ mm, } 300^\circ\text{C}}$	Mindestprobenmenge einer thermisch behandelten Probe < 2 mm bei einer Temperatur von 300 °C
$m_{\min, < 2 \text{ mm, } 500^\circ\text{C}}$	Mindestprobenmenge einer thermisch behandelten Probe < 2 mm bei einer Temperatur von 500 °C
$m_{\min, < 2 \text{ mm, ges}}$	Summe aller Mindestmengen für den Gesamtversuch

Für die Eluatuntersuchung war pro Altlast eine Mindestprobenmenge von 11,03 kg an < 2 mm Bodenmaterial notwendig. Die weiteren Untersuchungen, die vorgenommen wurden, benötigten im Durchschnitt nur ein paar weitere Gramm. Da sich die Mindestprobenmenge auf die Fraktion < 2 mm bezog, wurde eine weitere Annahme getroffen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass rund 20 % der Feststoffprobe aus der Fraktion < 2 mm besteht. Abschließend ergab die Berechnung, dass je Altlast mindestens 55,15 kg Feststoffprobe zu ziehen war.

## 2.3 Thermische Behandlung

### Zweck

Während einer Altlastensanierung mittels TCH wird der Boden auf hohe Temperaturen erwärmt und durch den Ablauf vieler chemischer Reaktionen in seiner Zusammensetzung beeinflusst (Hiester et al. 2012). Da sich bei einer thermischen Bodenbehandlung in Abhängigkeit vom Abstand zu den Heizlanzen Temperaturen von rund 100 bis über 500 °C einstellen, wurden zur Simulation dieser Bedingungen im Labormaßstab thermische Behandlungsversuche bei definierten Temperaturen durchgeführt.

## **Probenaufbereitung**

Nach der Probenahme wurden die Feststoffproben für die thermische Behandlung aufbereitet. Die Probenaufbereitung der fünf Feststoffproben beinhaltete nach einer Homogenisierung eine Siebung mit einem Trennschnitt von 2 mm. Die Fraktion größer 2 mm, im Nachstehenden als > 2 mm bezeichnet, wurde für die weitere Untersuchung nicht mehr verwendet, da mineralogisch-geochemische Prozesse an der Grenzfläche zwischen Festkörpern und wässrigen Lösungen auftreten und grobkörnige Materialien aufgrund ihrer geringen spezifischen Oberfläche nur unwesentlich zu diesen Prozessen beitragen und es sich dabei vielfach um Störstoffe wie Pflanzenteile handelt, die nicht Träger der Kontamination sind und nachfolgende chemische und mineralogische Untersuchungen stören. Aus diesem Grund wurde die Fraktion < 2 mm für die thermische Behandlung und die weiteren Analysen eingesetzt.

Eine Trocknung des Probenmaterials wurde lediglich für die Altlastprobe ST32 durchgeführt, da wegen regnerischer Wetterverhältnisse am Tag der Probenahme die Feststoffprobe einen sehr hohen Wassergehalt aufwies.

## **Versuchsdurchführung**

Die Proben wurden jeweils für sieben Tage folgenden thermischen Behandlungen unterzogen:

- 105 °C in einem Trockenschrank (Memmert Modell 700),
- 300 °C in einem Muffelofen (Heraeus) und
- 500 °C in einem Muffelofen (Nabertherm® mit Program Controller S27).

Da das zur Verfügung stehende Probenvolumen bei den beiden eingesetzten Muffelöfen für einen vollständigen Temperaturversuch nicht ausreichend groß war, wurden mehrere Teilversuche pro Temperatur durchgeführt.

Die Mindestprobenmenge pro Temperaturversuch, um anschließend pH-abhängige Elutionsversuche durchführen zu können, beträgt 2,97 kg. Die Probengefäße, die für die Muffelöfen verwendet wurden, fassten ein Volumen von durchschnittlich ca. 820 cm<sup>3</sup>. Je nach Feststoffdichte, die zwischen schätzungsweise 0,7 bis 1,2 g/cm<sup>3</sup> war, lag die in einem Zug zu behandelnde Probemenge bei rund 574 g – 984 g. Die Versuchsdauer bewegte sich somit zwischen 3 – 6 Wochen für eine Bodenprobe und einen Temperaturversuch.

## **2.4 Probencharakterisierung**

### **2.4.1 Versuchsschema**

Folgende Analysen, siehe Abbildung 10, wurden an den thermisch behandelten und thermisch nicht behandelten Feststoffproben < 2 mm durchgeführt.

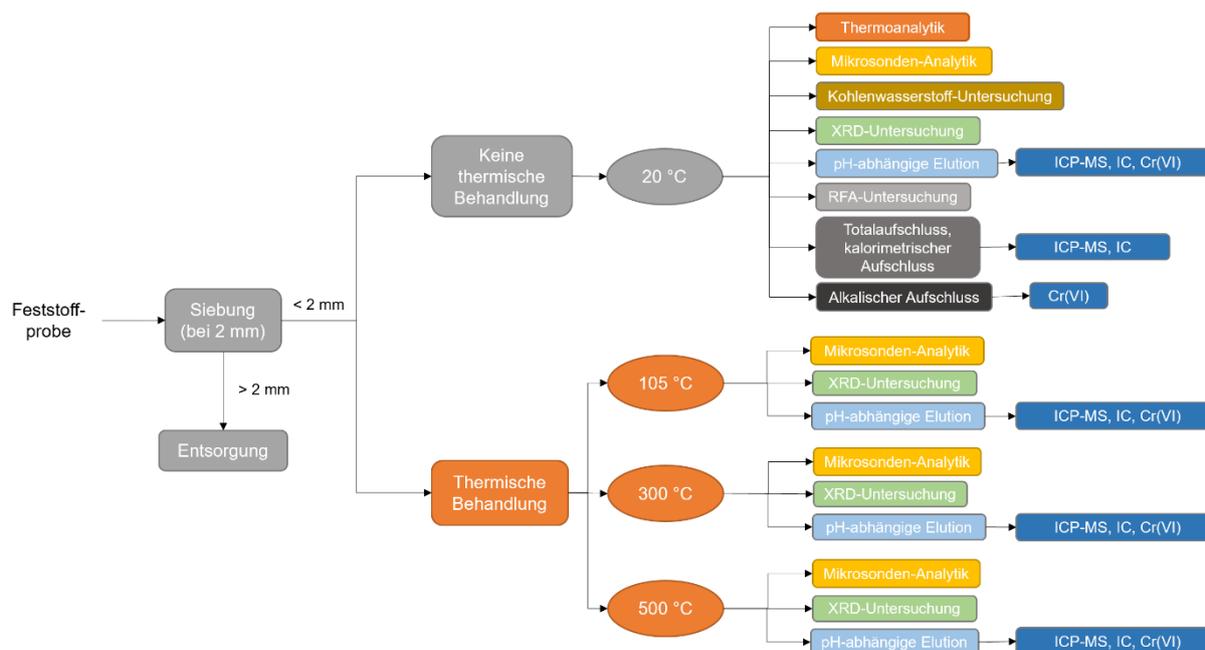


Abbildung 10: Schema der Versuchsdurchführung.

## 2.4.2 Chemische Analysen

### 2.4.2.1 Kohlenwasserstoff-Untersuchung

Durch die Firma ESW Consulting Wruss ZT GmbH wurden Untersuchungen zum Kohlenwasserstoff-Index (im Feststoff) nach EN 14039, zu polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Summe nach 16/EPA (im Feststoff) nach ÖNORM L 1200 und zu PAK, Benzo(a)pyren (im Feststoff) nach ÖNORM L 1200 für die thermisch unbehandelten Bodenproben durchgeführt.

#### 2.4.2.2 Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA)

Die Bestimmung der chemischen Zusammensetzung erfolgte für alle thermisch unbehandelten Feststoffproben bei der CRB GmbH mittels semiquantitativer Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) aus dem Pulverpressling gemäß CRB PA03:2013-09 (unter Berücksichtigung der Vorgaben der DIN 51001 und DIN 51418-2) auf 71 Elemente. Glühverlustbestimmung gemäß DIN EN ISO 26845 bei 1025°C, abweichend von der Norm als Einzelbestimmung. Bezugsbasis der Analyse war die Trockensubstanz (105°C).

#### 2.4.2.3 Totalaufschluss

Der Totalaufschluss, bei dem die Probe komplett aufgelöst wird, wurde bei den thermisch unbehandelten Feststoffproben auf dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der MUL nach der ÖNORM EN 13656 durchgeführt. Insgesamt 32 Elementgesamtgehalte wurden in weiterer Folge durch ein semi-quantitatives ICP-MS-Screening (Agilent 7500ce, Octopole Reaction System) in Anlehnung an die ÖNORM EN ISO 17294-2 gemessen.

#### 2.4.2.4 Kalorimetrischer Aufschluss

Der kalorimetrische Aufschluss, eine Sauerstoffverbrennung in geschlossenen Systemen zur Bestimmung von Halogen- und Sauerstoffgehalten, wurde bei allen thermisch unbehandelten Feststoffproben nach dem Verfahren der ÖNORM EN 14582 durchgeführt. Mittels semi-quantitativen IC-Screening (DIONEX, ICS-2000 Ion Chromatography System) nach DIN EN ISO 10304-1 wurden die Elementgehalte von Chlor und Fluor bestimmt.

#### 2.4.2.5 Alkalischer Aufschluss

Die Bestimmung von Cr(VI) erfolgte für alle thermisch unbehandelten Feststoffproben, die laut früheren Untersuchungen Chrom enthielten, auf dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der MUL mittels des Verfahrens nach DIN 38405-24, der photometrischen Bestimmung von Cr(VI) mittels 1,5-Diphenylcarbazon (D4).

#### 2.4.2.6 Thermoanalytik

Die Thermogravimetrie (TG) gekoppelt mit einer Differenz-Thermoanalyse (DTA) bzw. einer dynamischen Differenzkalorimetrie (DSC) wurde für alle thermisch unbehandelten Feststoffproben am Lehrstuhl der Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes (VT) an der MUL durchgeführt. Das Messprinzip der DTA und der DSC ist zwar unterschiedlich, die Untersuchungsergebnisse sind jedoch gleich. Für die Untersuchung wurde das Messgerät von NETZSCH mit einer TG-GC-MS-Kopplung verwendet.

Bei der Untersuchung wurde wie folgt vorgegangen: Nach der Masseneinwaage (jeweils ca. 65 mg) der Proben in die Probenziegel wurden diese in das Messgerät eingeführt. Es wurde ein konstanter Temperaturanstieg von 30 – 1.300 °C mit einer Heizrate von 10 °C/min gewählt. Insgesamt wurden zwei Messrouten gefahren – mit Luft (oxidierende Bedingungen) und mit Argon (reduzierende Bedingungen). Die Gasanalyse des Abgases wurde kontinuierlich durch ein Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer (FTIR) gemessen.

#### 2.4.2.7 pH-abhängiges Elutionsverfahren

Auf dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der MUL wurde mit jeder thermisch unbehandelten und behandelten Feststoffprobe ein pH-abhängiges Elutionsverfahren nach EN 14997 für insgesamt jeweils acht pH-Werte durchgeführt.

Eine Suspension jeder Probe wurde im Fest-Flüssig-Verhältnis von 1:10 für 48 h im Überkopfschüttler geschüttelt. Nach 48 h wurde der Feststoffanteil abgefiltert. Bei Herstellung der Reinstwassereluate wurde nur Reinstwasser mit 1 % Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) verwendet. Für die Einstellung der pH-Werte der acht pH-abhängigen Eluate wurde zusätzlich Natronlauge (NaOH) bzw. HNO<sub>3</sub> solange pipettiert bis sich insgesamt folgende acht pH-Werte einstellten: 2,0; 3,5; 5,0; 6,5; 8,0; 9,5; 11,0 und 12,5.

Bei der Säuren- und Basenzugabe wurde der pH-Wert kontinuierlich gemessen. Ist eine Abweichung der acht pH-Werte nach 4 h von größer als 0,3 aufgetreten, musste dieser Versuch abgebrochen und erneut gestartet werden.

Für das semi-quantitative ICP-MS-Screening (Agilent 7500ce, Octopole Reaction System) wurden die fertigen Eluate entsprechend den Verdünnungsstufen mit angesäuertem Reinstwasser (1 % HNO<sub>3</sub>) verdünnt. Bei sauren pH-Werten von 2,0 bis 5,0 wurden die Verdünnungsstufen weit höher angesetzt als für die basischen pH-Werte, da davon auszugehen war, dass die Konzentration der Schwermetalle in den sauren Proben wesentlich höher liegt. Die jeweilige Verdünnung wurde im Anschluss bei der Auswertung der Messdaten berücksichtigt, um die gemessenen Eluatgehalte von µg/l in mg/kg TM umrechnen zu können.

Folgende Kationen wurden mittels semi-quantitativen ICP-MS-Screening gemessen: Lithium, Beryllium, Natrium, Aluminium, Magnesium, Silizium, Phosphor, Kalium, Calcium, Titan, Vanadium, Chrom, Mangan, Eisen, Kobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Selen, Strontium, Molybdän, Palladium, Silber, Cadmium, Zinn, Antimon, Tellur, Barium, Wolfram, Thallium, Blei.

Für die Elemente Silizium, Beryllium, Eisen, Zink, Arsen und Selen liegt der Kalibrationsbereich zwischen 0,5 – 1.000 µg/l, für Calcium zwischen 5 – 10.000 µg/l und für alle übrigen Elemente zwischen 0,05 – 100 µg/l.

Die Konzentrationen folgender Anionen in den Eluaten wurden mittels semi-quantitativen IC-Screening (DIONEX, ICS-2000 Ion Chromatography System) gemessen: Fluorid, Chlorid, Sulfat und Phosphat.

Neben der Messung der Elemente wurden der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und das Redoxpotenzial im Eluat bestimmt. Die Bestimmung für Cr(VI) nach DIN 38405-24 wurde für die Eluate durchgeführt, die laut früheren Untersuchungen Chrom enthielten.

## **2.4.3 Mineralogische Analysen**

### **2.4.3.1 Röntgendiffraktometrie (XRD)**

Der Mineralbestand der Proben wurde für alle thermisch behandelten und thermisch unbehandelten Feststoffproben am Institut für Angewandte Geowissenschaften der Technische Universität Graz mittels Röntgendiffraktometrie untersucht. Die Messung (Co K $\alpha$ -Strahlung (1,78901 Å, Schrittweite 0,008° 2  $\theta$ , Messzeit pro Schritt: 40 s, Probenrotation) erfolgte mit einem Panalytical X'Pert Pro, die Auswertung mit der Software X'Pert HighScore Plus, die Darstellung der Ergebnisse mittels Microsoft Excel.

### **2.4.3.2 Auflicht-Mikroskopie**

Die Auflicht-Mikroskopie (Olympus Mikroskop mit EOS Utility Program) wurde am Lehrstuhl für Rohstoffmineralogie der MUL für alle thermisch behandelten und thermisch unbehandelten Bodenproben durchgeführt. Mittels „live modus“ konnten Fotos von auffällig hell reflektierten Oberflächenbereichen gemacht werden, die als Untersuchungsbasis für die nachstehende Elektronenmikrosonden-Analytik dienten, da schwermetallhaltige Mineralphasen oftmals eine hohe Reflexion aufweisen. Mit einer Umrechnungstabelle konnten Maßstäbe für alle Vergrößerungen berechnet werden. Diese wurden jeder Aufnahme beigefügt.

### 2.4.3.3 Elektronenmikrosonden-Analytik (EMS)

Da schwermetallhaltige Phasen nur in Konzentrationen im Bereich oder unterhalb der Nachweisgrenze der Röntgendiffraktometrie (2 Ma%) auftreten, wurden an allen thermisch unbehandelten und thermisch behandelten Bodenproben Untersuchungen mittels Elektronenstrahlmikrosonde (Superprobe JEOL JXA 8200), kurz EMS, am Lehrstuhl für Rohstoffmineralogie der MUL durchgeführt.

Aus jeder thermisch unbehandelten sowie thermisch behandelten Bodenprobe wurde ein Schliff zur Untersuchung hergestellt. Mittels dem Sputter Coater EmiTech K950X wurden die nicht-leitfähigen Oberflächen der Schliffproben vor der EMS-Untersuchung mit Graphit bedampft. Bei einer 100-fachen Vergrößerung wurde jeweils die gesamte Probenoberfläche auf helle bis weiße Bereiche abgerastert. Dabei unterstützen SEM-EDX-Spektren die Suche nach schwermetallhaltigen Phasen.

Mit Kenntnis der Koordinaten wichtiger schwermetallhaltiger Phasenbereiche wurden mit einer 400-fachen Vergrößerung mit einer Größe von ca. 200 x 200 µm Elementverteilungskarten (Messbedingungen: 30 nA, 15 kV) von mindestens Al, S, Mg, K, Ti, O, P, Fe, Ca, Si und Pb für jede Probe und je nach RFA-Ergebnissen zusätzlich von C, Zn, Mn, Ba, As, Cl, Cr, Na und Zr aufgenommen.

## **3 Ergebnisse**

### **3.1 Auswahl von Probenahmestandorten**

#### **3.1.1 Überblick**

Nachstehend in Tabelle 14 bis Tabelle 17 sind die Ergebnisse der Recherchetätigkeiten aus Unterpunkt 2.1 angeführt. Die darin gelb markierten Altlasten wurden für eine Probenahme ausgewählt.

Da sich insgesamt nur vier Altlasten in Österreich, deren Genehmigung für eine Probenahme von den jeweiligen Eigentümern erlangt werden konnten, ergeben haben, ist eine fünfte Bodenprobe von der Firma Poschacher organisiert worden. Die Herkunft sowie die Zusammensetzung dieser Probe war nicht bekannt.

Tabelle 14: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altablagerungen mit organischer und anorganischer Kontamination.

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
K1	Deponie Sankt Veit an der Glan	TOC	Cu, Cd	Gesichert	1	Teilweise Brachfläche	A	<b>Nein</b> , da Oberflächenabdeckung vorhanden
K5	Donau Chemie Brückl	LCKW, SCKW	Hg	Gesichert	1	Verbaute Fläche	A	<b>Nein</b> , Probenahme wäre erst im Jahr 2022 bei Bohrungen möglich
K20	Kalkdeponie Brückl I/II	TOC, LCKW, SCKW	Al, Hg, As	Nicht gesichert	1	Brachfläche	A	<b>Nein</b> , Oberflächenabdeckung vorhanden und teilweise durch PORR Umwelttechnik saniert
N7	Mülldeponie S.A.D.	LCKW, Benzol	As, Ni	Nicht gesichert	3	Brachfläche	B	<b>Nein</b> , die Lage Kontaminationen ist nicht auffindbar, da nur Grundwasseranalysen vorliegen
N23	Mülldeponie Horn	Tetrachlorethen	Ni (vereinzelt)	Gesichert	3	Verbaute Fläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N26	Säureteerablagerung Unterlanzendorf	KW-Index, PAK, MKW	Vereinzelt hoch für As, Pb	Nicht gesichert	3	n.a.	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N27	Parkplatz Brevillier Urban	CKW, MKW	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	A	<b>Nein</b> , Sanierung erfolgte bereits durch BALSAM GmbH
N35	Glanzstoff - Deponie Nord	TOC	Zn, Pb, Cu	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	B	<b>Nein</b> , laut NÖ Landesregierung erfolgte bereits eine Sanierung

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
N36	Deponie Deutsch Wagram - Spindler	KW-Index (vereinzelt)	Vereinzelt hoch für Pb, Zn, Cd	Nicht gesichert	3	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N41	Deponie MA 48 - Zwölfaxing	CKW (vereinzelt)	Ni, Hg, Fe, Mn	Gesichert	2	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Oberflächenabdeckung vorhanden
N49	Deponie Tulln	KW-Index	Vereinzelt hoch für Cu, Zn	Gesichert	3	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N54	Beizschlammdeponie Ternitz	LCKW, CKW	Cr, Ni	Nicht gesichert	2	Brachfläche	A	<b>Nein</b> , Sanierung erfolgte bereits
N75	Deponie Bachfeld	KW-Index	Vereinzelt hoch für Hg, Cd	Nicht gesichert	3	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N78	Deponie Ortner	BTEX, KW-Index, PAK	Vereinzelt hoch für Ni, As	Nicht gesichert	3	Landwirtschaft, Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N79	Lechnergrube	LCKW, BTEX, KW-Index, PAK	Ni, Cr	Nicht gesichert	3	Brachfläche	B	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen
N80	Flammgrube	KW-Index, PAK	Vereinzelt hoch für Pb, Cd, Zn, Cu	Nicht gesichert	3	Landwirtschaft	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N81	Deponie Wienerberger-Ortner	MKW, PAK	Vereinzelt hoch für As, Ni	Nicht gesichert	3	Golfplatz, Landwirtschaft	C	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen
N82	Glanzstoff - Traisenau	KW-Index, MKW	Pb, Zn, Cu	Nicht gesichert	3	Brachfläche	B	<b>Ja</b>

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
N84	Deponie B 9 Beim Weißen Kreuz	KW-Index, PAK	Vereinzelt für Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn	Nicht gesichert	3	Landwirtschaft	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N86	Teerablagerungen Kromag	KW-Index, MKW, PAK	Cu, Zn Vereinzelt hoch für As, Cd, Cr, Ni, Pb	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Eigentümer verweigert die Probenahme
N88	Deponie Oberleitner	KW-Index (vereinzelt), PAK	Cr, Ni, Pb, Cd, Cu	Nicht gesichert	3	Dicht bewachsene Fläche	C	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen
O13	Deponie Kappern	Leichtflüchtige aromatische Verbindungen	Pb (vereinzelt)	Gesichert	2	n.a.	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
O53	Deponie Gusswerksstrasse	MKW, PAK	Cr Vereinzelt hoch für Cu, Ni, As, Zn, Pb	Gesichert	2	Verbaute Fläche	A	<b>Nein</b> , außerhalb der verbauten Fläche existieren keine Kontaminationen
O75	Schlammteiche Vogl	KW-Index	Pb, Cd, Cu, Hg, Zn, Cr	Nicht gesichert	3	Brachfläche	B	<b>Nein</b> , Einverständnis der Eigentümer bis dato nicht erhalten (Stand: 08/2021)
O84	Mauerschottergrube	MKW, PAK	Vereinzelt hoch für Ni, Pb	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
S14	Salzachsee Nord	KW-Index (vereinzelt), PAK	Vereinzelt hoch für Ni, As	Nicht gesichert	3	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
ST10	Halde Donawitz	AOX, PCB, CKW (vereinzelt)	Pb, Cd, Cu, Zn	Gesichert	2	Brachfläche	B	<b>Nein</b> , laut UBA größtenteils eine dicke Rekultivierungsschicht bzw. Oberflächenabdichtung vorhanden
ST19	Gerbereideponie Schmidt	AOX, BTEX, KW-Index	As, Cr	Nicht gesichert	1	Brachfläche	A	<b>Nein</b> , eine Sanierung erfolgte bereits
ST26	Deponie Schotthof Brucknerstraße	LCKW, MKW (vereinzelt), PAK (vereinzelt)	Hohe Metallgehalte	Nicht gesichert	2	Brachfläche	A	<b>Nein</b> , eine Sanierung erfolgte bereits
ST29	Deponie Schwarzl	MKW (vereinzelt)	Pb Vereinzelt hoch für Cu, Zn	Nicht gesichert	3	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen
ST30	Lederfabrik Schmidt	MKW, KW-Index	Cr	Nicht gesichert	3	Brachfläche	B	<b>Ja</b>
T3	Ahrental	TOC, AOX (vereinzelt), PAK (vereinzelt)	As, Ni	Gesichert	1	Aktive Deponie, Brachfläche	B	<b>Nein</b> , Oberflächenabdichtung vorhanden
T14	Deponie Ochsentanne	KW-Index	Al, Zn	Gesichert	3	Brachfläche	B	<b>Nein</b> , Oberflächenabdichtung vorhanden
T16	Deponie Seebach	KW-Index	Vereinzelt hoch für As, Pb, Zn, Cr	Nicht gesichert	3	Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
V4	Malonsbach	KW-Index	Cu, Pb, Ni, Zn	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	B	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
V5	Fußacher Werft	MKW, CKW, PAK, BTEX	Vereinzelt hoch für Cu, Pb, Zn, Ni	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
W9	Wienerberg - West	KW-Index, CKW	Fe, Hg	Gesichert	1	Golfplatz	A	<b>Nein</b> , Oberflächenabdichtung vorhanden

Tabelle 15: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altstandorte mit organischer und anorganischer Kontamination.

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
N29	MKE Heidenreichstein	LCKW	Vereinzelt hoch für Cr, Ni, Cd	Gesichert	2	Teilweise Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N63	Metallfabrik Franke	LCKW, KW-Index	Ni, Cu (vereinzelt)	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	A	<b>Nein</b> , eine Sanierung erfolgte bereits
N67	Fabrik elektrischer Apparate Schrems	CKW, PAK, MKW	Vereinzelt hoch für Pb, Cd, Cu, Ni, Zn	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
N74	Glanzstoff Austria - Teilbereich Spinnerei	KW-Index	Zn, Pb, Hg (vereinzelt)	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	B	<b>Nein</b> , Kontaminationen zu tief
N91	Metallwarenerzeugung Häusermann	CKW	Cu	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	B	<b>Nein</b> , keine Kontaminationen an zugänglichen Stellen verfügbar
O40	Holzmüllerstraße	MKW	Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	B	<b>Nein</b> , Kontamination wurde zubetoniert

Altlast Nr.	Standort	Organische Schadstoffe	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
S16	Metallwarenfabrik Wallpach	CKW, PAK (vereinzelt)	Vereinzelt hoch für Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	C	<b>Nein</b> , Schwermetallkontamination zu vereinzelt vorhanden
ST31	Holzimprägnierwerk Rütgers St. Marein	KW-Index	As, Cu	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	B	<b>Nein</b> , Kontaminationen zu tief

Tabelle 16: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altablagerungen mit anorganischer Kontamination.

Altlast Nr.	Standort	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
K7	Deponie Roßwiese	W, Mb, Ni, Cr	Gesichert	1	Brachfläche	D	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen
K30	Deponie Kautschelweg - Mageregger Straße	As	Nicht gesichert	3	Landwirtschaft	D	<b>Nein</b> , laut UBA ist Ablagerung für Probenahme zu heterogen
N6	Aluminiumschlackendeponie	Al, Pb, Cu, Zn	Gesichert	2	Brachfläche	D	<b>Nein</b> , Oberflächenabdichtung vorhanden
S7	Arsenikhalde Rotgülden	As	Gesichert	3	Brachfläche	D	<b>Nein</b> , Oberflächenabdichtung vorhanden
ST3	Schlackenhalde Judenburg	Cr	Gesichert	3	Teilweise Brachfläche	D	<b>Nein</b> , laut UBA keine Untersuchungen zur Lokalisierung der Kontamination vorhanden

Altlast Nr.	Standort	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
ST6	Deponie Steirische Montanwerke AG	As	Nicht gesichert	1	Brachfläche	D	<b>Nein</b> , laut UBA keine Untersuchungen zur Lokalisierung der Kontamination vorhanden
ST32	Halde Schrems	Pb, Zn	Nicht gesichert	1	Teilweise Brachfläche	D	<b>Ja</b>
T17	Pochergraben Schwaz	As, Cu, Hg, Sb	Nicht gesichert	3	Landwirtschaft	D	<b>Nein</b> , Fläche hat sehr viele Eigentümer und Anreise zwecks Corona nicht möglich

Tabelle 17: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altstandorte mit anorganischer Kontamination.

Altlast Nr.	Standort	Anorganische Schadstoffe	Sicherung	Priorität	Zugänglichkeit /Nutzung	Relevanz für InnoBLA	Möglichkeit der Probenahme
K6	BBU Blei- und Zinkhütte Arnoldstein	Zn, Pb, Cd, Sb	Gesichert	1	Teilweise Brachfläche, Deponiefläche	D	<b>Nein</b> , Oberflächenabdichtung vorhanden und teilweise saniert und bebaut
K22	Lederfabrik Neuner	Cr, As	Nicht gesichert	2	Teilweise Brachfläche	D	<b>Nein</b> , befindet sich in Sanierung
K29	BBU Miniumfabrik Saag	Pb, As	Nicht gesichert	3	Teilweise Brachfläche	D	<b>Ja</b>
O25	OKA-Mastlager	As, Cr	Nicht gesichert	1	Sportplatz, Werksgelände, ASZ	D	Beim Eigentümer noch nicht zwecks Erlaubnis angefragt worden

### 3.1.2 Altstandort und Altablagerung ST30: Lederfabrik Schmidt

#### Eckdaten

Die Altlast „Lederfabrik Schmidt“, kurz ST30, die sich mitten im Stadtzentrum von Leibnitz befindet, ist der ehemalige Standort einer Gerberei, in der einst Leder und Pelze hergestellt wurden. Ab den 1970er-Jahren wurde zusätzlich ein Produzent von Kunststofftüren und -fenstern an den Standort angesiedelt, welcher große Mengen an Schwer- und Mittelöl für die Produktion zwischenlagerte. Im nördlichen Bereich der Altlast sind auf circa 2.900 m<sup>2</sup> Metall-, Kunststoff- und Lederabfälle, Baurestmassen wie Glas, Ziegel und Holz und Bodenaushub abgelagert worden. Heute wird auf einem Teilbereich der Altlast ein großes Einkaufszentrum mit Parkplatz betrieben. Oberhalb der Ablagerung befindet sich zurzeit eine Wald- und Wiesenfläche, welche von den lokalen Einwohnern als Erholungsgebiet genutzt wird. (Döberl 2012)

Der Untergrund unter der Altablagerung besteht aus quartären, sandig-kiesigen, fluviatilen Sedimenten, die eine Mächtigkeit von circa 3 m haben. Der Grundwasserkörper „Leibnitzer Feld“ erstreckt sich über 2,5 m im Bereich der fluviatilen Sedimenten mit einem Flurabstand von 3,3 – 3,6 m und befindet sich nicht unweit von zwei Trinkwasserversorgungsanlagen. Darunter bilden ab 6 m unter Geländeoberkante (GOK) schluffig-tonige bis kiesige tertiäre Sedimente den Grundwasserstauer. (Döberl 2012)

Weitere Eckdaten sind der Tabelle 18 zu entnehmen.

Tabelle 18: Eckdaten der ST30. (Döberl 2012)

Bezirk	Leibnitz
Gemeinde	Leibnitz
Katastralgemeinde	Leibnitz
Art der Fläche	Altablagerung und Altstandort
Art der Altablagerung	Bauschutt, Aushubmaterial, Industrie- und Gewerbeabfall, Lederabfall
Fläche der Altlast	2.100 m <sup>2</sup>
Volumen der Altlast	1.500 m <sup>3</sup>
Priorität	3

#### Schadstoffuntersuchungen

Grundwasseruntersuchungen aus dem Jahr 1989 ergaben keine Hinweise auf eine Kontamination durch die Altlast. Im Jahr 1994 konnte man bei der Analyse von Sickerwasser- und Abfallproben Verunreinigungen durch schwersiedende Kohlenwasserstoffe, Chrom und schwerlösliche Farbstoffe feststellen. Bei der Herstellung von Schurfproben im Jahr 1996 wurde „übelriechendes“ Material ausgehoben. Von 2009 bis 2011 erfolgte die ergänzende Untersuchung gemäß §13 ALSAG. Sie umschloss die Durchführung von 30 Trockenkernbohrungen mit anschließender Feststoffuntersuchung, die Herstellung von

21 Bohrungen zur Messung der Zusammensetzung der Bodenluft und die Installation von drei Grundwassermessstellen. (Döberl 2012)

Die Untergrunduntersuchung erfolgte durch die Entnahme von Feststoffproben aus 30 Trockenkernbohrungen, die bis in den gesättigten Bereich (3 – 4 m) abgeteuft wurden. Die gezogenen rund 90 Feststoffproben wurden auf Gesamt- und Eluatgehalte untersucht. Die Gesamtgehaltsanalysen wurden bei den Parametern Kohlenwasserstoff-Index (KW-Index) und Metalle (As, Pb, Cr<sub>ges</sub>, Cd, Cu, Zn, Ni, Hg) durchgeführt. Für die Metalle wurden zusätzlich Eluatuntersuchungen vorgenommen, um die Mobilisierbarkeit von v.a. Cr(VI) zu analysieren. (Döberl 2012)

Die Untersuchungsergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchungen an insgesamt 90 Feststoffproben sind in Tabelle 19 zusammenfassend dargestellt. Die Ergebnisse der Eluatuntersuchungen, die an 46 ausgewählten Feststoffproben durchgeführt worden sind, sind in Tabelle 20 ersichtlich.

Tabelle 19: Ergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchung von 90 Feststoffproben der ST30. (Döberl 2012)

Parameter	PW a [mg/kg TM]	n	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	n < PW a	n > PW a
Cd	2	90	< 0,5	13	87	3
Cr <sub>ges</sub>	100	90	11	16.600	59	31
Cu	100	90	< 5	850	87	3
Hg	1	90	< 0,05	2,6	87	3
KW-Index	100	90	< 20	4.700	83	7

PW a ... Prüfwert a gemäß ÖNORM S 2088-1 [mg/kg TM]

n ... Anzahl analysierter Proben [-]

min ... niedrigster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

n < PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Gesamtgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 nicht überschreitet [-]

n > PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Gesamtgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 überschreitet [-]

Tabelle 20: Ergebnisse der Eluatuntersuchung von 46 Feststoffproben der ST30. (Döberl 2012)

Parameter	PW a [mg/kg TM]	n	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	n < PW a	n > PW a
Cd	0,05	46	< 0,01	< 0,01	46	0
Cr <sub>ges</sub>	0,5	46	< 0,1	31	30	16
Cr(VI)	-	46	< 0,05	0,30	-	-
Cu	1	46	< 0,1	6,8	44	2
Hg	0,01	46	< 0,002	< 0,002	46	0

PW a ... Prüfwert a gemäß ÖNORM S 2088-1 [mg/kg TM]

n ... Anzahl analysierter Proben [-]

min ... niedrigster Eluatgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Eluatgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

n < PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Eluatgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 nicht überschreitet [-]

n > PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Eluatgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 überschreitet [-]

Zusammenfassend wurden v.a. für den Gesamtgehalt von Cr (Cr<sub>ges</sub>) an 31 von 90 Feststoffproben hohe Überschreitungen des PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 festgestellt. Die Eluatgehalte des Cr<sub>ges</sub> lagen an insgesamt 16 von 46 Feststoffproben über dem PW a. Die mobilisierte Spezies wurde meistens als Cr(VI) identifiziert. (Döberl 2012)

Im Jahr 2011 wurden weitere Feststoffuntersuchungen durchgeführt. Die Feststoffproben aus einem Tiefenbereich von 0 – 0,1 m wurden auf der Altablagerung und auf einer Referenzfläche nicht unweit der ST30 gezogen, um die Werte miteinander vergleichen zu können. (Döberl 2012)

In Abbildung 11 sind die Analyseergebnisse von Cr<sub>ges</sub> ersichtlich.

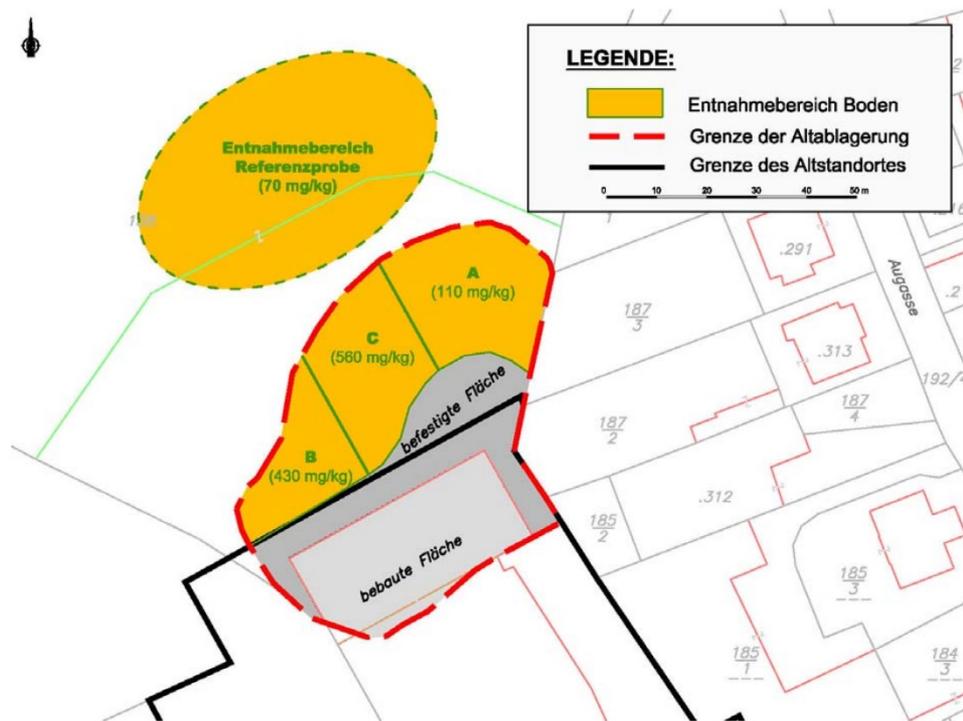


Abbildung 11: Gehalte an  $Cr_{ges}$  im Oberboden (0 – 0,1 m). (Döberl 2012)

Die Untersuchungsergebnisse zeigen eindeutige Unterschiede in den  $Cr_{ges}$ -Konzentrationen und teilen die Altlast in insgesamt drei Teilbereiche auf (siehe Abbildung 11). Die Konzentrationen im Bereich B und C lagen weit über dem PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 von 100 mg/kg TM. (Döberl 2012)

Laut den Grundwasseruntersuchungen der im Jahr 2011 installierten Grundwassermessstellen wurden keine Überschreitung des Prüfwertes gemäß ÖNORM S 2088-1 für  $Cr_{ges}$  festgestellt. (Döberl 2012)

### **Bewertung**

Die Kontamination durch  $Cr_{ges}$  von oberflächlichen Untergrundbereichen wurde als erheblich eingestuft. Die verunreinigte Fläche war nicht sehr groß und die Schadstoffaufnahme durch den Menschen wurde als eher gering betrachtet. Daher ist die Altlast ST30 in die Prioritätenklasse 3 eingestuft worden. (Döberl 2012)

### **3.1.3 Altablagerung N82: Glanzstoff – Traisenau**

#### **Eckdaten**

Die Altablagerung „Glanzstoff – Traisenau“, kurz N82, liegt in St. Pölten und östlich des ehemaligen Betriebsgeländes der Glanzstoff Austria. Die Fläche wurde von 1930 bis 1990 für die Ablagerung von Abfällen wie Kalk- und Klärschlämme, Viskosereste und Reste aus einem Barackenlager genutzt. (Valtl 2016)

Die gesamte Fläche der N82 kann in zwei Ablagerungsbereiche eingeteilt werden. Im westlichen Bereich der N82 war im Zweiten Weltkrieg ein Barackenlager situiert, welches vor rund 40 – 50 Jahren abgerissen wurde. Die Reste dieses Barackenlagers wie Metallteile, Glas,

Beton- und Ziegelabbruch sind auf rund 20.000 m<sup>2</sup> vor Ort abgelagert worden. Auf dem östlichen Bereich der N82 wurde eine Kläranlage der Glanzstoff Austria betrieben. Die Abfälle der Kläranlage wie Klärschlämme und weitere betriebliche Abfälle wie Viskosereste sind auf einer Fläche von rund 45.000 m<sup>2</sup> im südlichen und östlichen Bereich abgelagert worden. (Valtl 2016)

Die N82 befindet sich im Traisental im Bereich quartärer Alluvionen. Der Untergrund besteht aus mächtigen steinigen und sandigen Kiesen, sogenannte Traisenschotter mit einem kf-Wert von durchschnittlich 10<sup>-3</sup> m/s, in denen der erste Grundwasserleiter liegt. Bis in eine Tiefe von 40 m folgen eher geringdurchlässige Bereiche aus Sand, Schluff- und Feinkies, in die Ton-, Konglomerat- und Sandsteinschichten eingebaut sind. Ab 40 m unter GOK wechseln diese Sedimente zu mächtigen Tonlagen. (Valtl 2016)

Zum heutigen Zeitpunkt befindet sich auf der N82 Wald- und Grünflächen. Unmittelbar östlich daran fließt die Traisen. Die N82 ist im Gebiet des Grundwasserkörpers „Traisental“, der südlich von der Traisen bis nördlich zur Donau reicht. (Valtl 2016)

Weitere Eckdaten sind der Tabelle 21 zu entnehmen.

Tabelle 21: Eckdaten der N82. (Valtl 2016)

Bezirk	St. Pölten
Gemeinde	St. Pölten
Katastralgemeinde	St. Pölten
Art der Fläche	Altablagerung
Art der Altablagerung	Industrie- und Gewerbeabfall, Bauschutt
Fläche der Altlast	20.000 m <sup>2</sup>
Volumen der Altlast	24.000 m <sup>3</sup>
Priorität	3

### **Schadstoffuntersuchungen**

In den 1990ern sind erste Untersuchungen von Grundwasser- und Feststoffproben durchgeführt worden. Dabei sind hohe Konzentrationen von Zink, Sulfat und Kohlenwasserstoffen (KW) gemessen worden. Nächste Untersuchungen fanden in den Jahren von 2012 bis 2014 statt. Diese umfassten die Untersuchung von Feststoffproben aus Schürfen und direkt aus dem Boden und die Analyse von Grundwasserproben, die aus installierten Grundwassermessstellen gezogen wurden. (Valtl 2016)

Die Feststoffproben aus 95 Schürfen und die, die aus einer Untergrundbeprobung stammten, sind auf die Gesamtgehalte der Parameter Metalle (As, Pb, Cr, Cd, Cu, Ni, Zn, Hg), KW-Index, LCKW, PAK, BTEX und Cyanid analysiert worden. Eluatuntersuchungen wurden unter anderem bei den Metallen durchgeführt, bei welchen der Gesamtgehalt den PW b gemäß ÖNORM S 2088-1 überschritten hat. (Valtl 2016)

Laut UBA sind beim Ziehen einiger Feststoffproben Auffälligkeiten bezüglich des Geruchs festgestellt worden. Es wurde durchwegs der Geruch von Mineralöl wahrgenommen. Bei der Auswertung der Analyseergebnisse der Feststoffproben wurde nur der östliche Bereich der N82 als erheblich kontaminiert eingestuft. (Valtl 2016)

Die Untersuchungsergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchungen an den Feststoffproben sind in Tabelle 22 zusammenfassend dargestellt. Die Ergebnisse der Eluatuntersuchungen, die an ausgewählten Feststoffproben durchgeführt worden sind, sind in Tabelle 23 ersichtlich.

Tabelle 22: Ergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchung von 41 Feststoffproben der N82. (Valtl 2016)

Parameter	PW a [mg/kg TM]	n	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	n < PW a	n > PW a
As	50	41	2	169	34	7
Cd	2	41	< 0,3	41	28	13
Pb	100	41	13	6.860	8	33
Cu	100	41	9,8	46.200	11	30
Hg	1	41	< 0,2	14,5	17	24
Zn	500	41	43,6	29.500	14	27
KW-Index	100	41	44,9	34.500	3	38

PW a ... Prüfwert a gemäß ÖNORM S 2088-1 [mg/kg TM]

n ... Anzahl analysierter Proben [-]

min ... niedrigster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

n < PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Gesamtgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 nicht überschreitet [-]

n > PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Gesamtgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 überschreitet [-]

Tabelle 23: Ergebnisse der Eluatuntersuchung von ausgewählten Feststoffproben der N82. (Valtl 2016)

Parameter	PW a [mg/kg TM]	n	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	n < PW a	n > PW a
Cd	0,05	7	< 0,1	2,0	6	1
Pb	0,1	20	0,015	10,6	11	9
Cu	1	16	< 0,5	53,7	12	4
Zn	10	15	< 0,5	2.120	7	8

PW a ... Prüfwert a gemäß ÖNORM S 2088-1 [mg/kg TM]

n ... Anzahl analysierter Proben [-]

min ... niedrigster Eluatgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Eluatgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

n < PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Eluatgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 nicht überschreitet [-]

n > PW a ... Anzahl an Feststoffproben, deren Eluatgehalt den PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 überschreitet [-]

Die Analyseergebnisse der Feststoffproben aus dem erheblich kontaminierten östlichen Bereich zeigten bei über der Hälfte der analysierten Feststoffproben eine Überschreitung des PW a gemäß ÖNORM S 2088-1 für die Parameter Zn, Cu, Pb, Hg und KW-Index. Die Eluatuntersuchungen ergaben bei etlichen Feststoffproben eine erhöhte Eluierbarkeit bei den Parametern Zn und Pb. (Valtl 2016)

In nachstehender Abbildung 12 ist der erheblich kontaminierte östliche Bereich in rot eingefärbt dargestellt.

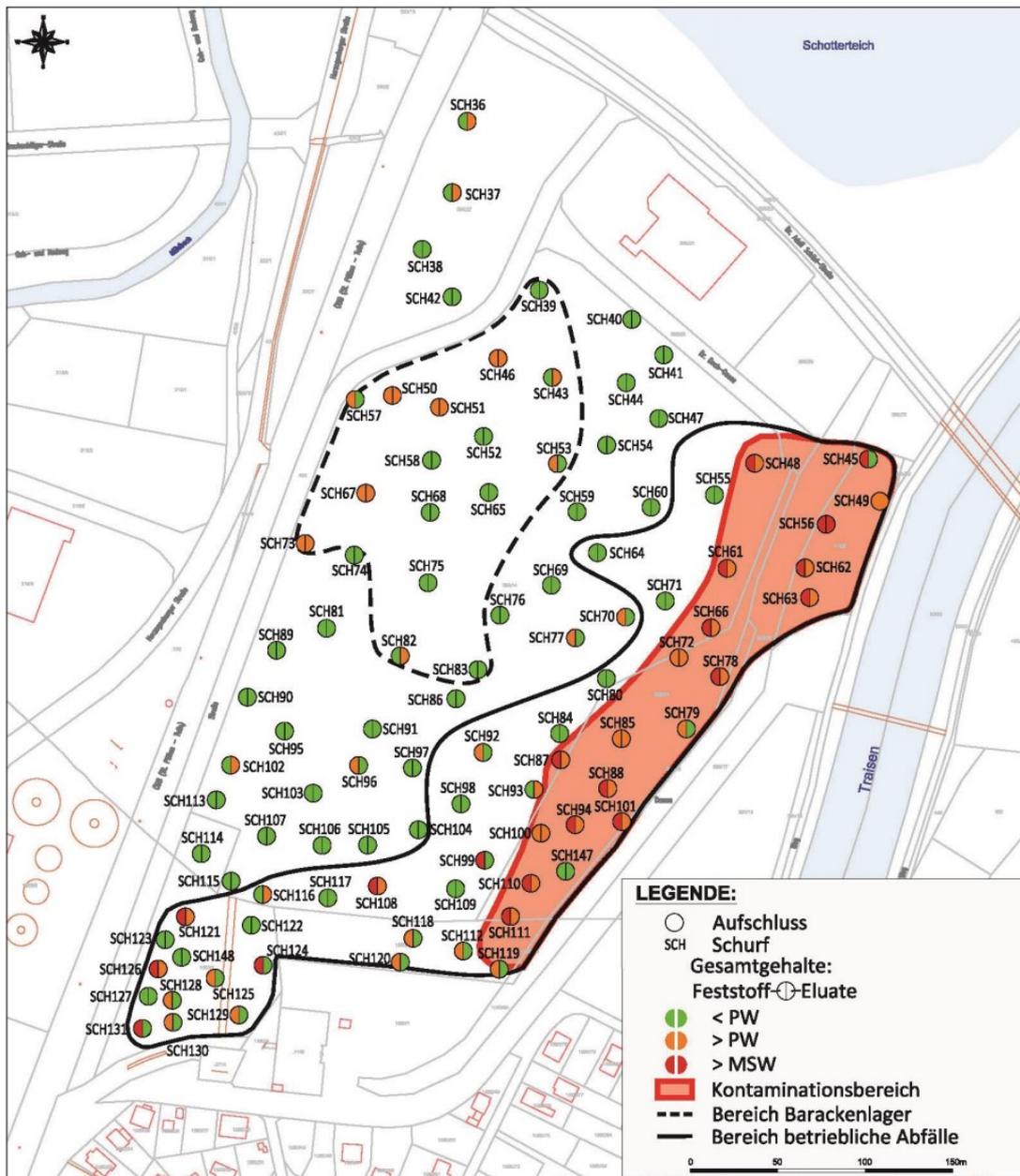


Abbildung 12: Analyseergebnisse der Feststoffuntersuchungen. (Valtl 2016)

**Bewertung**

Das Schadstoffpotenzial ist als groß bewertet und die Schadstoffausbreitung der KW und Metalle als insgesamt gering eingestuft worden. Da in der unmittelbaren Umgebung der N82 das Grundwasser durch etliche Brunnen für Bewässerungszwecke und für die gewerbliche Nutzung verwendet wird, gilt es als gut nutzbar. Daher ist die Altlast N82 in die Prioritätenklasse 3 eingestuft worden. (Valtl 2016)

**3.1.4 Altablagerung ST32: Halde Schrems**

**Eckdaten**

Die Altablagerung „Halde Schrems“, kurz ST32, liegt in Frohnleiten, genauer in der Katastralgemeinde Schrems. Im 19. Jahrhundert wurde in dem Bereich neben Abraummateri-

des einst lokal angesiedelten Bergbaus auch Schlacken aus einer Schmelzhütte auf rund 100.000 m<sup>2</sup> abgelagert. Im Zuge der bergbaulichen Tätigkeiten des Josefibaus, der bei der südlichen Talflanke des Talbachs situiert war, wurden unter anderem Silber und Pb abgebaut. Durch die Ablagerung dieses Abraummaterials wurden Kontaminationen durch Pb, Zn, Cd und Hg in der heutigen ST32 verursacht. Zudem konnte festgestellt werden, dass das vorliegende Pb eine hohe Pflanzenverfügbarkeit aufweist, da es in erhöhten Konzentrationen in lokal angepflanzten Gemüsearten nachgewiesen worden ist. (Döberl 2019)

Der Untergrund der Talsohle des Talbaches besteht aus seichten, quartären Lockersedimenten. Diese bestehen aus schluffig-tonigen Kiesen und Sanden, in denen ein gering ergiebiger Grundwasserleiter situiert ist. Grün- und Schwarzschiefer folgen im südlichen Bereich der Talflanke des Talbaches und nördlich davon paläozoische Kalke und Grünschiefer. Die Schwarzschiefer setzen sich v.a. aus silberführender Zinkblende und Bleiglanz sowie weiteren Kiesvererzungen zusammen. (Döberl 2019)

Auf der ST32 befindet sich heute unter anderem ein Siedlungsgebiet mit Einfamilienhäusern und Hausgärten. Im südöstlichen und westlichen Bereich der ST32 sind ein Gewerbebetrieb und land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen situiert. (Döberl 2019)

Weitere Eckdaten sind der Tabelle 24 zu entnehmen.

Tabelle 24: Eckdaten der ST32. (Döberl 2019)

Bezirk	Graz-Umgebung
Gemeinde	Frohnleiten
Katastralgemeinde	Schrems
Art der Fläche	Altablagerung
Art der Altablagerung	Aushubmaterial/Abraum, Industrie-/Gewerbemüll
Fläche der Altlast	100.000 m <sup>2</sup>
Volumen der Altlast	200.000 m <sup>3</sup>
Priorität	1

### **Schadstoffuntersuchungen**

Die Untersuchungen der ST32 sind im Jahr 2018 aufgenommen worden. Es erfolgten bis dato Analysen von Feststoffproben aus dem Oberboden und Untersuchungen von Pflanzen- und Grundwasserproben. (Döberl 2019)

Bei der Analyse der Feststoffproben aus dem Oberboden wurde eine geologisch-geochemische Kartierung durchgeführt. Dabei sind insgesamt aus 65 Probenahmestellen aus Tiefenbereichen von maximal 40 cm Feststoffproben gezogen worden, die vor Ort analysiert wurden. Die Analyse ergab, dass eine durchgehende hohe Kontamination des Oberbodens durch Pb und Zn vorhanden ist. (Döberl 2019)

Weitere Feststoffuntersuchungen wurden Ende 2018 an rund 80 Teilflächen der ST32 durchgeführt. Aus jeder der 80 Flächen sind insgesamt 20 Stichproben aus dem Oberboden (bis maximal 20 cm) gezogen und zu einer Mischprobe vereinigt worden. Im Labor wurden Parameter wie Cd, Hd, As, Cr, Cu, Ni etc. auf ihre Gesamtgehalte analysiert. (Döberl 2019)

Die Untersuchungsergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchungen an den Feststoffproben sind in Tabelle 25 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 25: Ergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchung von Feststoffproben der ST32. (Döberl 2019)

Parameter	RW laut ÖNORM S 2088-2 [mg/kg TM]	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	Median [mg/kg TM]
As	50	9,6	71	19
Cd	2	0,41	25	3,2
Pb	500	119	20.368	2.018
Cr	75	6,9	120	37
Hg	10	0,26	40	1,5
Cu	500	24	420	76
Zn	-	94	6.334	1.016

RW laut ÖNORM S 2088-2 ... Richtwert laut ÖNORM S 2088-2 für die Nutzung Wohnen [mg/kg TM]

min ... niedrigster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

Die Analyseergebnisse zeigen v.a. eine sehr hohe Pb- und Zn-Belastung des Oberbodens. Vereinzelt ergeben sich auch deutliche Überschreitungen des Richtwertes (RW) gemäß ÖNORM S 2088-2 für die Nutzung Wohnen für Cd, Cr, As und Hg. (Döberl 2019)

In der Abbildung 13 ist die ST32 im Luftbild dargestellt, in welches die Gesamtgehalte für Pb quantitativ eingetragen sind.

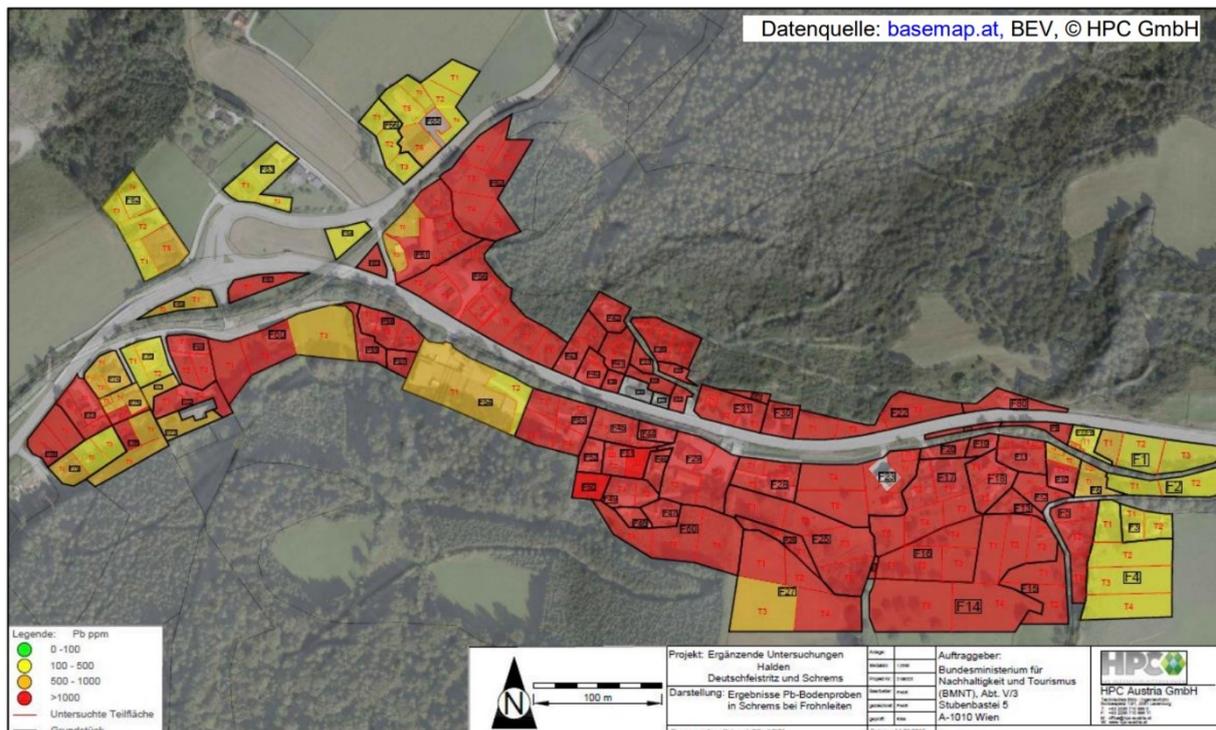


Abbildung 13: Gesamtgehalte von Pb im Oberboden. (Döberl 2019)

### **Bewertung**

Durch die hohe Pb-Belastung ist das lokale Grundwasser direkt betroffen. Grundwasseranalysen zeigten eine deutliche Kontamination durch Pb und vereinzelt auch durch Zn und Cd. Da der Grundwasserleiter eher gering ergiebig ist, kann davon ausgegangen werden, dass die massive Pb-Kontamination nur lokal besteht und es zu keinem Schadstoffaustrag aus dem Gebiet kommt. (Döberl 2019)

Demnach ist als maßgebliches Schutzgut der Boden identifiziert worden. Durch die hohe Schwermetallbelastung, v.a. durch Pb, Cd und Hg, sind Expositionspfade wie die orale Schadstoffaufnahme durch Verschlucken von Bodenpartikeln oder Verzehr von lokal angebautem Gemüse oder die inhalative Aufnahme durch Aufwirbelung feiner Bodenpartikel im Zuge von Gartenarbeiten, erkennbar. Eine Risikoanalyse in Kombination mit einer Expositionsabschätzung ergab, dass ein gesundheitliches Risiko durch die äußerst große Schwermetallbelastung vorhanden ist. Durch die aktuelle Wohn- und Freizeitnutzung ist die ST32 als hochwertig nutzbares Gebiet zu bewerten. Aus diesen Gründen ist die Altlast in die Prioritätenklasse 1 eingestuft worden. (Döberl 2019)

### **3.1.5 Altstandort K29: BBU Miniumfabrik Saag**

#### **Eckdaten**

Der Altstandort "BBU Miniumfabrik Saag", kurz K29, befindet sich in Techelsberg am Wörther See. Die K29 war einst der Betriebsstandort einer ehemaligen Miniumfabrik, in der Bleioxid, sogenanntes Minium, bis 1991 hergestellt wurde. Im nördlichen Bereich der rund 23.000 m<sup>2</sup> großen Altlast wurde Pb zu Bleioxid gebrannt und im südlichen Bereich wurde das hergestellte Bleioxid gemahlen, gesiebt und verpresst. (Dörrie 2012)

Die gesamten Gebäude für die Produktion von Minium sind heute noch vorhanden und sogar noch teilweise genutzt. Das ehemalige Produktionsgebäude dient einige Tage im Jahr als Diskothek und aus dem westlichen Produktionsräumen sind Wohnungen mit Gärten entstanden. Einige weitere neu gebaute Wohnhäuser existieren ebenfalls auf dem Areal der K29. Rund um die ehemaligen Produktionsgebäude und Wohnhäuser befinden sich Wiesen- und Waldflächen. Im südlichen Bereich ist ein Strandbad mit Parkplätzen und Liegewiesen mit direktem Zugang zum Wörther See situiert. Im Jahr 1994 erfolgte im Bereich dieses Strandbades bereits ein Bodenaustausch mit anschließender Überdeckung mittels mineralischer Bodenschicht. (Dörrie 2012)

Die K29 befindet sich im Gebiet des mittelostalpinen Altkristallins der Ossiacher Tauern. Direkt hinter der ehemaligen Miniumfabrik besteht der Untergrund aus quarzitischen Phylloniten und Phylliten. Gering mächtige sandig und sandig steinige Kiese findet man im nördlichen Areal der K29, die von gewachsenem Fels unterlagert werden. Im Südteil der Altlast befinden sich massive sandige Kiese und kiesige Sande. Im Bereich des Ufers besteht der Untergrund aus schluffigen Tonen. (Dörrie 2012)

Das Grundwasser im Südteil der K29 ist im Bereich von 0,8 – 3,8 m unter GOK anzutreffen und mit dem Wörther See unmittelbar verbunden. In dem Bereich beträgt der kf-Wert um die  $5 \cdot 10^{-6}$  m/s. (Dörrie 2012)

Weitere Eckdaten sind der Tabelle 26 zu entnehmen.

Tabelle 26: Eckdaten der K29. (Dörrie 2012)

Bezirk	Klagenfurt Land
Gemeinde	Techelsberg am Wörther See
Katastralgemeinde	Tibitsch
Art der Fläche	Altstandort
Art der Branche	Korrosionsschutzmittel
Fläche der Altlast	23.000 m <sup>2</sup>
Volumen der Altlast	-
Priorität	3

### **Schadstoffuntersuchungen**

Die ersten Untersuchungen sind in den Jahren 1993 bis 1994 durchgeführt worden. Dabei wurden Analysen oberflächlicher Feststoffproben und Grundwasseruntersuchungen durchgeführt. Von 2008 bis 2014 sind im Zuge der ergänzenden Untersuchung gemäß § 13 ALSAG sehr oberflächennahe (max. 0,2 m) Boden- und Sedimentproben gezogen und einige Rammkernbohrungen mit anschließender Entnahme von Bodenproben, durchgeführt worden. Zusätzlich wurden Grund- und Oberflächenwasserproben untersucht. (Dörrie 2012)

Eine Nutzungskartierung aus dem Jahr 2004 ergab eine Einteilung der K29 in insgesamt fünf Bereiche, von denen drei unmittelbar auf der K29 situiert sind, bezeichnet als Garten-, Wiesen- und Uferbereich, und zwei außerhalb, bezeichnet als Mischwaldbereich 1 und 2. Aus jedem Teilbereich sind aus einer Tiefe von 0,1 m zehn Stichproben zu einer Mischprobe vereinigt worden, welche nachstehend unter anderem auf Metalle (As, Cd, Cr<sub>ges</sub>, Pb, Cu, Hg, Zn, Ni) analysiert wurden. (Dörrie 2012)

Da nur für die Parameter As und Pb durchwegs massive Überschreitungen des PW gemäß ÖNORM S 2088-2 vorlagen, werden nur diese in Tabelle 27 für As und Tabelle 28 für Pb für jeden Teilbereich angeführt. (Dörrie 2012)

Tabelle 27: As-Gehalte in den Teilbereichen der K29. (Dörrie 2012)

Teilbereich	PW laut ÖNORM S 2088-2 [mg/kg TM]	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	Median [mg/kg TM]
Gartenbereich	20	31	45	37,5
Wiesenbereich	20	14	180	47
Uferbereich	20	19	28	24
Mischwald 1 & 2	20	21	140	46,5

PW laut ÖNORM S 2088-2 ... Prüfwert laut ÖNORM S 2088-2 für Nutzung Landwirtschaft und Gartenbau [mg/kg TM]

min ... niedrigster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

Tabelle 28: Pb-Gehalte in den Teilbereichen der K29. (Dörrie 2012)

Teilbereich	PW laut ÖNORM S 2088-2 [mg/kg TM]	min [mg/kg TM]	max [mg/kg TM]	Median [mg/kg TM]
Gartenbereich	100	480	3.600	1.400
Wiesenbereich	100	130	15.000	1.700
Uferbereich	100	290	56.000	16.000
Mischwald 1 & 2	100	52	12.000	705

PW laut ÖNORM S 2088-2 ... Prüfwert laut ÖNORM S 2088-2 für Nutzung Landwirtschaft und Gartenbau [mg/kg TM]

min ... niedrigster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

max ... höchster Gesamtgehalt, der gemessen worden ist [mg/kg TM]

Die massive Pb-Belastung ist deutlich anhand der Untersuchungsergebnisse aus Tabelle 28 erkennbar. Der Median lag durchgehend weit vom jeweiligen PW entfernt, v.a. im Uferbereich. Die As-Gehalte lagen bei über der Hälfte der beprobten Flächen über dem jeweiligen PW, insbesondere im Wiesenbereich (siehe Tabelle 27). Bei den Parametern Cu, Cd und Cr<sub>ges</sub> traten nur sehr vereinzelt Überschreitungen des PW gemäß ÖNORM S 2088-2 auf. (Dörrie 2012)

In Abbildung 14 ist die Verteilung der Konzentration der Parameter As und Pb in den fünf unterschiedlichen Bereichen dargestellt. Rote Bereiche zeigen hohe Konzentrationen an, gelbe Bereiche nur geringe.

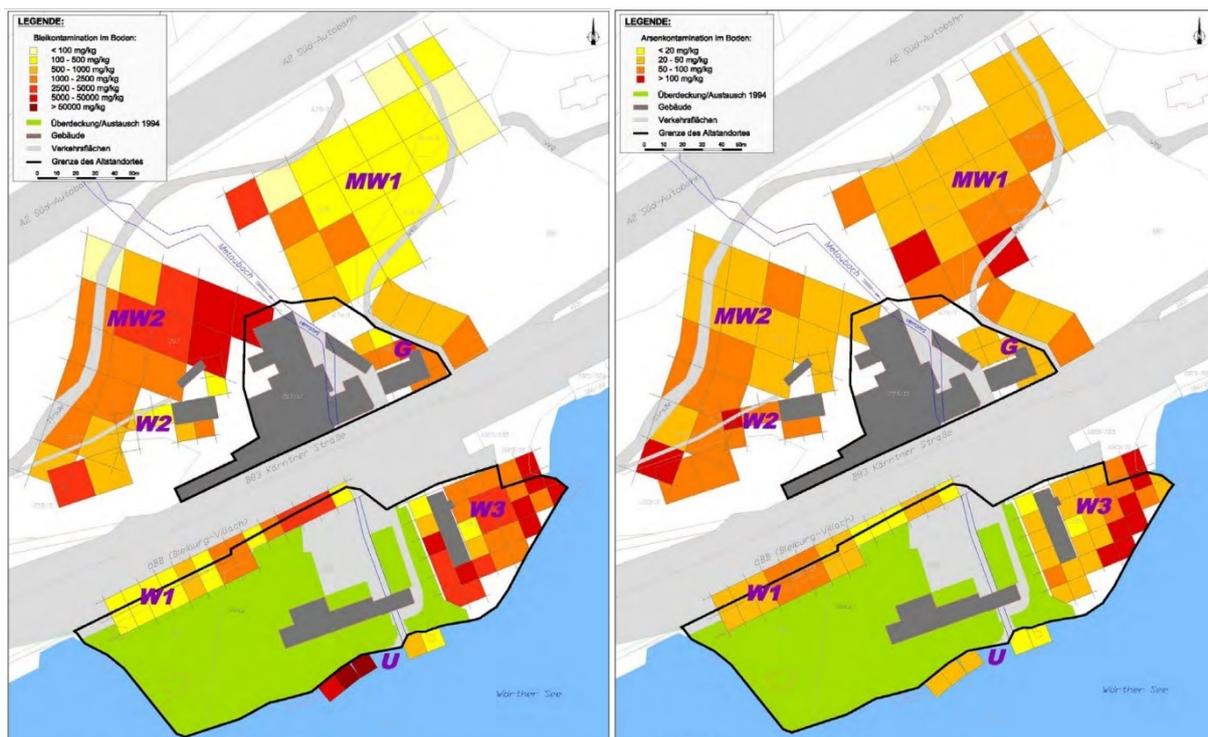


Abbildung 14: Verteilung des Parameters Pb (links) und As (rechts). (Dörrie 2012)

Neben der Analyse der Gesamtgehalte sind auch Eluatuntersuchungen durchgeführt worden. Der Parameter Pb zeigte als einziges Schwermetall eine auffällig hohe Eluierbarkeit. (Dörrie 2012)

### **Bewertung**

Der Boden ist im Bereich der K29 als maßgebliches Schutzgut bewertet worden. Das Schadstoffpotenzial ist insgesamt durch die großflächige Kontamination von Pb und As als groß eingestuft worden. Die Schadstoffexposition konnte größtenteils durch bebaute und/oder durchgehend bewachsene Flächen ausgeschlossen werden. Die Altlast wird als gut nutzbar bewertet, da sie zu Wohn- und Freizeitwecken dient. Aus diesen Gründen ist die K29 in die Prioritätenklasse 3 eingestuft worden. (Dörrie 2012)

## 3.2 Probenahme

### 3.2.1 Altstandort und Altablagerung ST30: Lederfabrik Schmidt

Die Probenahme auf der ST30 wurde an zwei Probenahmestellen durchgeführt. In der Abbildung 15 sind diese, als ST30\_A und ST30\_B bezeichnet, in dem Luftbild des Standortes aus Google Maps dargestellt. Das sichtbare blau eingezeichnete Areal stellt grob die Gesamtfläche der ST30 dar.



Abbildung 15: Probenahmestellen ST30\_A und ST30\_B. (Google Maps)

Laut Untersuchungen des UBA weist die oberflächennahe Untergrundschicht der Probenahmestelle ST30\_A und ST30\_B eine eindeutige Überschreitung des Prüfwertes PW a und PW b der ÖNORM S 2088-1 von  $C_{r_{ges}}$  auf. Der analysierte Quecksilbergehalt der Probenahmestelle ST30\_A liegt über dem PW a. Auf der Probenahmestelle ST30\_B wurde Naphthalin mit einem Gehalt über dem PW a nachgewiesen. (Döberl 2012)

Aus den beiden Probenahmestellen ST30\_A und ST30\_B sind jeweils zwei 10-l-Kübel aus einer Tiefe von 0 – 0,2 m mittels Schaufel entnommen worden. Bei beiden entnommenen Proben wurden keinerlei Besonderheiten bezüglich Geruchs oder Farbe festgestellt. Die Konsistenz war trocken und inhomogen (Wurzeln, Laub, Steine, Abfallreste wie Glas, Zigaretten). Diese Informationen sind in einem Probenahmeprotokoll festgehalten worden. Die wichtigsten Daten können aus Tabelle 29 entnommen werden.

Tabelle 29: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der ST30.

<b>Termin der Probenahme</b>	05.03.2021, 9:00 Uhr
<b>Witterung</b>	trocken
<b>Entnommenes Probenvolumen</b>	2 x 10-l-Kübel ST30_A 2 x 10-l-Kübel ST30_B
<b>Entnahmegesetz</b>	Schaufel
<b>Entnahmetiefe</b>	0 – 0,2 m
<b>Beschreibung der Probe</b>	inhomogen, keine sonstigen Auffälligkeiten

### 3.2.2 Altablagerung N82: Glanzstoff – Traisenau

Auf der N82 erfolgte die Probenahme im östlichen Bereich. Diese ist in Abbildung 16, als N82 bezeichnet, in dem Luftbild der Altlast aus Google Maps dargestellt. Das sichtbare blau eingezeichnete Areal stellt grob die Gesamtfläche der N82 dar.

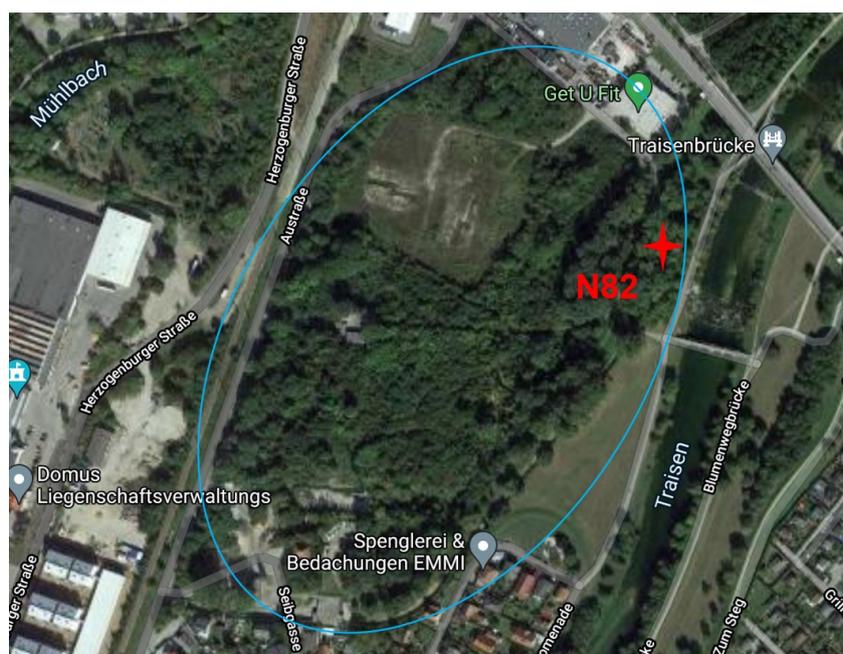


Abbildung 16: Probenahmestelle N82. (Google Maps)

Laut Untersuchungen des UBA gibt es an dieser Probenahmestelle sehr oberflächennah Überschreitungen des Prüfwertes PW a laut ÖNORM S 2088-1 von Ar, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, KW und PAK. (Vattl 2016)

Die entnommene Feststoffprobe aus Tiefenlagen von 0,05 – 0,5 m ist in insgesamt sechs 10-l-Kübel überführt worden. Bei den Arbeiten wurde ein modriger bis süßlicher Geruch wahrgenommen. Da der Boden sehr feucht war, wurde die Mindestprobenmenge von vier auf sechs 10-l-Kübel angehoben. Eine weitere Auffälligkeit waren einige Ansammlungen kleiner Glasfläschchen.

Die Dokumentation dieser Probenahme wurde in einem Probenahmeprotokoll festgehalten. Die wichtigsten Daten sind in Tabelle 30 zusammengefasst.

Tabelle 30: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der N82.

<b>Termin der Probenahme</b>	15.04.2021, 11:00 Uhr
<b>Witterung</b>	trocken
<b>Entnommenes Probenvolumen</b>	6 x 10-l-Kübel
<b>Entnahmegesetz</b>	Schaufel
<b>Entnahmetiefe</b>	0,05 – 0,5 m
<b>Beschreibung der Probe</b>	Süßlicher bis modriger Geruch, sehr lockerer Boden, große Ansammlungen von kleinen Glasfläschchen

### 3.2.3 Altablagerung ST32: Halde Schrems

Die Probenahmestelle auf der ST32 wurde durch Sanierungstätigkeiten der Firma „Die Umweltkonsulenten“ freigelegt. Die genaue Lage wird in Abbildung 17, als ST32 bezeichnet, in dem Luftbild der Altlast aus Google Maps dargestellt. Die Grenzen der Altlast sind nicht eingezeichnet, da die Abbildung nur einen kleinen Ausschnitt der ST32 zeigt.



Abbildung 17: Probenahmestelle ST32. (Google Maps)

An der Probenahmestelle sind laut früheren Untersuchungen des UBA Überschreitungen des RW ÖNORM S 2088-2 für die Nutzung Wohnen für Pb, Cd, As, Hg und Cr festgestellt worden. (Döberl 2019)

Am Tag der Probenahme sorgte Regen für eine feuchte Konsistenz der Feststoffprobe. Da die Probenahmestelle hanglagig situiert war, erfolgte die Entnahme mittels Handschaufel und Doppelhacke, siehe Abbildung 18. Aus Tiefenlagen von ca. 0,05 – 0,4 m wurden zehn 10-l-Kübel gezogen. Die Untergrundbereiche wechselten zwischen hell- bis dunkelbrauner

Farbe mit zwischengelagerten Gesteinsschichten. Besondere Auffälligkeiten sind nicht dokumentiert worden.

Die Dokumentation dieser Probenahme wurde in einem Probenahmeprotokoll festgehalten. Die wichtigsten Daten sind in Tabelle 31 zusammengefasst.



Abbildung 18: Probenahme ST32.

Tabelle 31: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der ST32.

<b>Termin der Probenahme</b>	17.05.2021, 9:30 Uhr
<b>Witterung</b>	nass
<b>Entnommenes Probenvolumen</b>	10 x 10-l-Kübel
<b>Entnahmegesetz</b>	Handschaufel, Doppelhacke
<b>Entnahmetiefe</b>	0,05 – 0,4 m
<b>Beschreibung der Probe</b>	feuchte Konsistenz, dunkel- bis hellbraune Bereiche, stellenweise Ansammlung von Steinen

### 3.2.4 Altstandort K29: BBU Miniumfabrik Saag

Die Probenahmestelle ist in Abbildung 19, als K29 bezeichnet, im Luftbild der Altlast aus Google Maps dargestellt. Das sichtbare blau eingezeichnete Areal stellt grob einen Teilbereich der K29 dar.



Abbildung 19: Probenahmestelle K29. (Google Maps)

An der Probenahmestelle sind laut früheren Untersuchungen des UBA sehr hohe Überschreitungen des Prüfwertes PW a und PW b laut ÖNORM S 2088-1 für Pb und teilweise As festgestellt worden. (Dörrie 2012)

Die entnommene Feststoffprobe aus Tiefenlagen von 0,05 – 0,45 m wurden in insgesamt zehn 10-l-Kübel überführt. Auffällig waren teilweise sehr sandige, helle Untergrundbereiche und sehr große Ansammlungen von Steinen. Die Konsistenz der Feststoffprobe war sehr feucht, obwohl die Witterung am Tag der Probenahme trocken war. Aus diesen Gründen wurden insgesamt zehn 10-l-Kübel an Probenmaterial gezogen.

Die Dokumentation dieser Probenahme wurde in einem Probenahmeprotokoll festgehalten. Die wichtigsten Daten sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Tabelle 32: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der K29.

<b>Termin der Probenahme</b>	31.03.2021, 10:00 Uhr
<b>Witterung</b>	trocken
<b>Entnommenes Probenvolumen</b>	10 x 10-l-Kübel
<b>Entnahmegesetz</b>	Schaufel, Erdbohrer
<b>Entnahmetiefe</b>	0,05 – 0,45 m
<b>Beschreibung der Probe</b>	stark inhomogen, Ansammlungen von Steinen, stellenweise hellere, sandige Bereiche

### 3.3 Thermische Behandlung

#### Proben für die thermische Behandlung

Die Feststoffproben aus den vier Altlasten und die Feststoffprobe, die von der Firma Poschacher zur Verfügung gestellt wurde, und deren Bezeichnungen werden in der Tabelle 33 zusammengefasst. Alle Feststoffproben sind < 2 mm und erhalten eine jeweils andere Bezeichnung abhängig davon, ob sie thermisch behandelt oder unbehandelt sind.

Tabelle 33: Probenbezeichnung der thermisch behandelten und unbehandelten Proben.

Herkunft	Probenbezeichnung	
	Thermisch unbehandelt	Thermisch behandelt (105 °C, 300 °C und 500 °C)
<b>Altlast ST30</b>	ST30_<2mm_20°C	ST30_<2mm_105°C ST30_<2mm_300°C ST30_<2mm_500°C
<b>Altlast N82</b>	N82_<2mm_20°C	N82_<2mm_105°C N82_<2mm_300°C N82_<2mm_500°C
<b>Altlast ST32</b>	ST32_<2mm_20°C	ST32_<2mm_105°C ST32_<2mm_300°C ST32_<2mm_500°C
<b>Altlast K29</b>	K29_<2mm_20°C	K29_<2mm_105°C K29_<2mm_300°C K29_<2mm_500°C
<b>Firma Poschacher</b>	Poschacher_<2mm_20°C	Poschacher_<2mm_105°C Poschacher_<2mm_300°C Poschacher_<2mm_500°C

#### Versuchsergebnisse

In Tabelle 34 sind die Massenentwicklungen der thermischen Behandlung zusammengefasst.

Tabelle 34: Massenbilanz der thermischen Behandlung.

Feststoffprobe	Thermische Versuche								
	105 °C			300 °C			500 °C		
	Proben- masse vor Ofen	Proben- masse nach Ofen	Durch- schnittlicher Massen- verlust	Proben- masse vor Ofen	Proben- masse nach Ofen	Durch- schnittlicher Massen- verlust	Proben- masse vor Ofen	Proben- masse nach Ofen	Durch- schnittlicher Massen- verlust
	[kg]	[kg]	[Ma%]	[kg]	[kg]	[Ma%]	[kg]	[kg]	[Ma%]
ST30_<2mm	2,32	1,95	15,9	2,38	1,72	27,7	3,22	1,46	54,7
N82_<2mm	2,54	1,55	39,0	2,30	1,61	30,0	3,08	1,55	49,7
ST32_<2mm	2,27	1,84	18,9	2,52	1,99	21,0	2,28	1,76	22,8
K29_<2mm	2,39	2,01	15,9	2,32	1,90	18,1	2,40	1,65	31,3
Poschacher_<2mm	2,39	1,97	17,6	2,31	1,91	17,3	2,49	1,88	24,5

Die durch die thermische Behandlung verursachten Massenverluste unterscheiden sich von Feststoffprobe zu Feststoffprobe sehr stark (siehe Tabelle 34). Nach einer thermischen Behandlung bei 105 °C beträgt der Massenverlust der Probe ST30 nach sieben Tagen 15,9 Ma% und steigt auf 54,7 Ma% nach einer thermischen Behandlung bei 500 °C. Es ist erkennbar, dass der Massenverlust proportional mit der Temperatur zunimmt, sogar fast linear. Im Vergleich zwischen der Behandlung bei 300 °C und 500 °C hat sich der aufgezeichnete Massenverlust fast verdoppelt, selbiges gilt für die Werte zwischen 105 °C und 300 °C.

Die Probe N82 weist nach der thermischen Behandlung bei 105 °C den höchsten Massenverlust (39 Ma%) aller Proben bei derselben Temperatur auf. Nach einer Behandlung bei 300 °C verringert sich der Massenverlust sogar wieder auf 30 Ma%, steigt jedoch bei 500 °C wieder auf ca. 50 %. Diese Tatsache lässt sich darauf zurückführen, dass die thermischen Behandlungen bei 105 °C und bei 500 °C ungefähr einen Monat vor der Behandlung bei 300 °C durchgeführt wurden und es wahrscheinlich zu Trocknungsvorgängen in der Probe N82 durch undichte Stellen gekommen ist.

Auffällig ist, dass v.a. in den beiden Proben ST30 und N82, die einzigen Proben, die neben Schwermetallen auch organische Kontaminationen enthalten, der Massenverlust v.a. bei 300 °C und 500 °C deutlich höher ausgefallen ist. Diese Tatsache lässt sich unter anderem auf die Verflüchtigung der organischen Schadstoffe in die Luft erklären, deren Siedepunkte ca. in diesem Bereich liegen.

Bei der Probe K29 fällt auf, dass zwischen den Behandlungen bei 105 °C und 300 °C nur ein Unterschied von 2,2 Ma%, jedoch zwischen 300 °C und 500 °C fast eine Verdopplung des Massenverlusts (von 18,1 Ma% auf 31,3 Ma%) aufgezeichnet wird.

Wie die ST30 ist auch bei der Probe ST32 ein Trend Richtung höherer Massenverlust bei höheren Temperaturen erkennbar. Die Unterschiede sind jedoch nicht so signifikant ausgeprägt. Nach einer Behandlung bei 105 °C wird ein Massenverlust von 18,9 Ma%, bei 300 °C 21 Ma% und bei 500 °C 22,8 Ma% erfasst.

Ein ähnliches Bild ist bei der Probe Poschacher sichtbar. Auch hier hat sich der Massenverlust mit der Temperatur erhöht, jedoch nicht signifikant.

Die optischen Unterschiede der insgesamt 20 Proben sind in Abbildung 20 sichtbar. Es sind jeweils alle Proben für eine Altlast je Temperatur untereinander gereiht dargestellt. Die Proben bei 20 °C und 105 °C zeigen keine signifikanten farblichen Änderungen. Zwischen 105 °C und 300 °C kommt es hingegen zu einer Rotfärbung der Bodenproben, was sich auf eine Oxidation von  $\text{Fe}^{2+}$  zu  $\text{Fe}^{3+}$  zurückführen lässt. Eisen liegt in dieser Probe zunächst in Form von Klinochlor, einem Vierschichtsilikat, vor, das  $\text{Fe}^{2+}$  in seiner Oktaederschicht einbaut. Daraus ergibt sich die Frage, wie sich die thermische Behandlung und die Oxidation des Eisens auf die Stabilität dieser Mineralphase auswirkt.

Ein großer Unterschied in der Körnung ist v.a. bei der Probe Poschacher sichtbar. Ab 105 °C werden die Bodenpartikel durch den Wasserentzug agglomeriert. Dieser Wasserentzug deckt sich mit dem Massenverlust, der sich nach der thermischen Behandlung bei 105 °C ergeben

hat. Derselbe Prozess ist auch in den restlichen Proben abgelaufen, jedoch agglomerieren die Bodenpartikel dort nicht so stark miteinander.



Abbildung 20: Darstellung aller thermisch behandelten und unbehandelten Altlastenproben.

## 3.4 Probencharakterisierung

### 3.4.1 Versuchsschema

Abhängig von den enthaltenen Schadstoffen wurden die Untersuchungsschritte an die jeweilige Feststoffprobe angepasst. Die Ergebnisse der Versuchsschemata sind in Abbildung 21 bis Abbildung 25 dargestellt. Neben den Probenbezeichnungen, Probennummern und Untersuchungsmethoden wurden die jeweilig zuständigen Firmen (ESW Consulting Wrusz ZT GmbH, CRB GmbH) bzw. Lehrstühle der MUL (Abfalltechnik und Abfallwirtschaft (AWAW), Verfahrenstechnik (VT) und Rohstoffmineralogie) hinzugefügt.

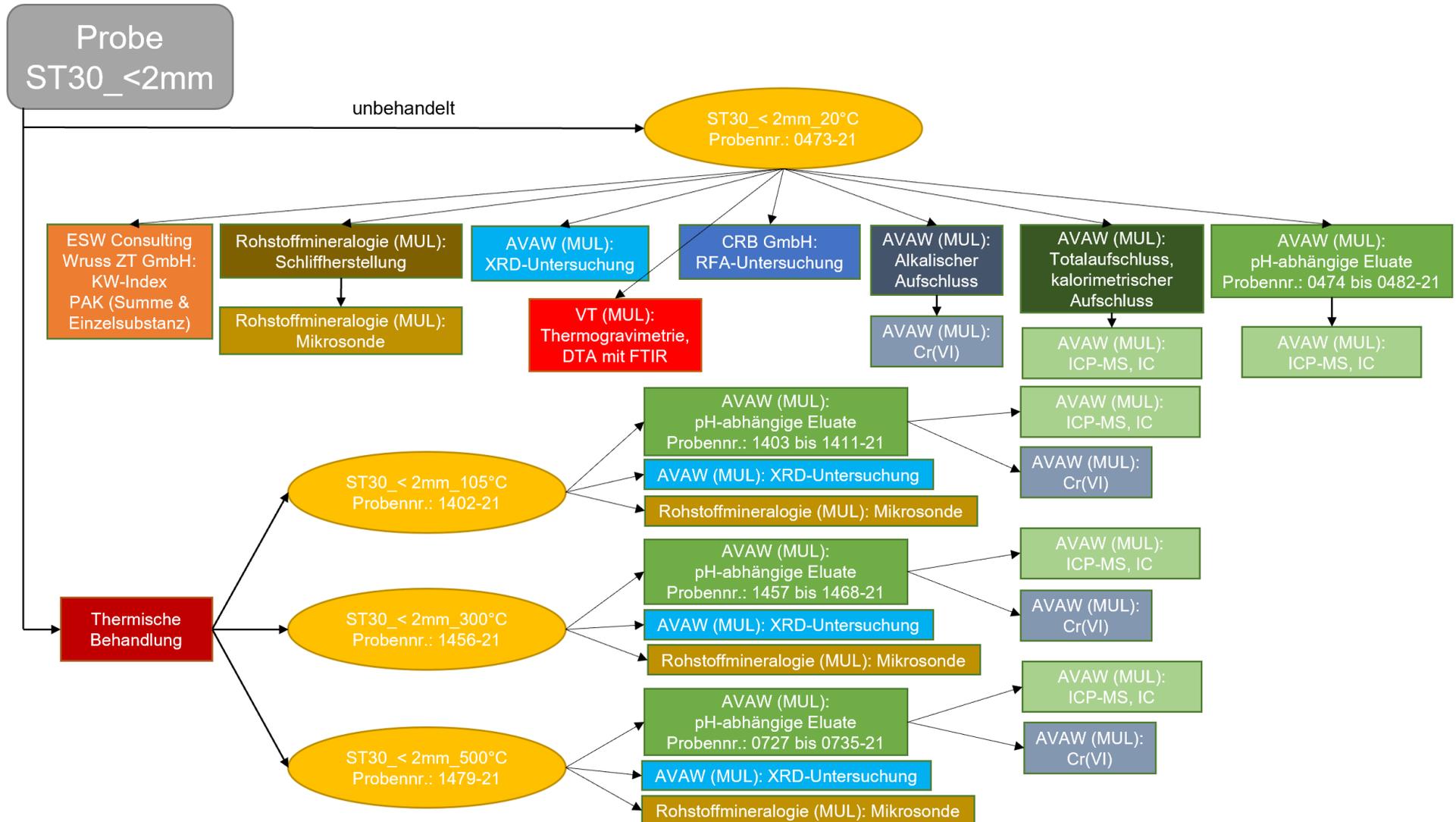


Abbildung 21: Versuchsschema für ST30\_<2mm.

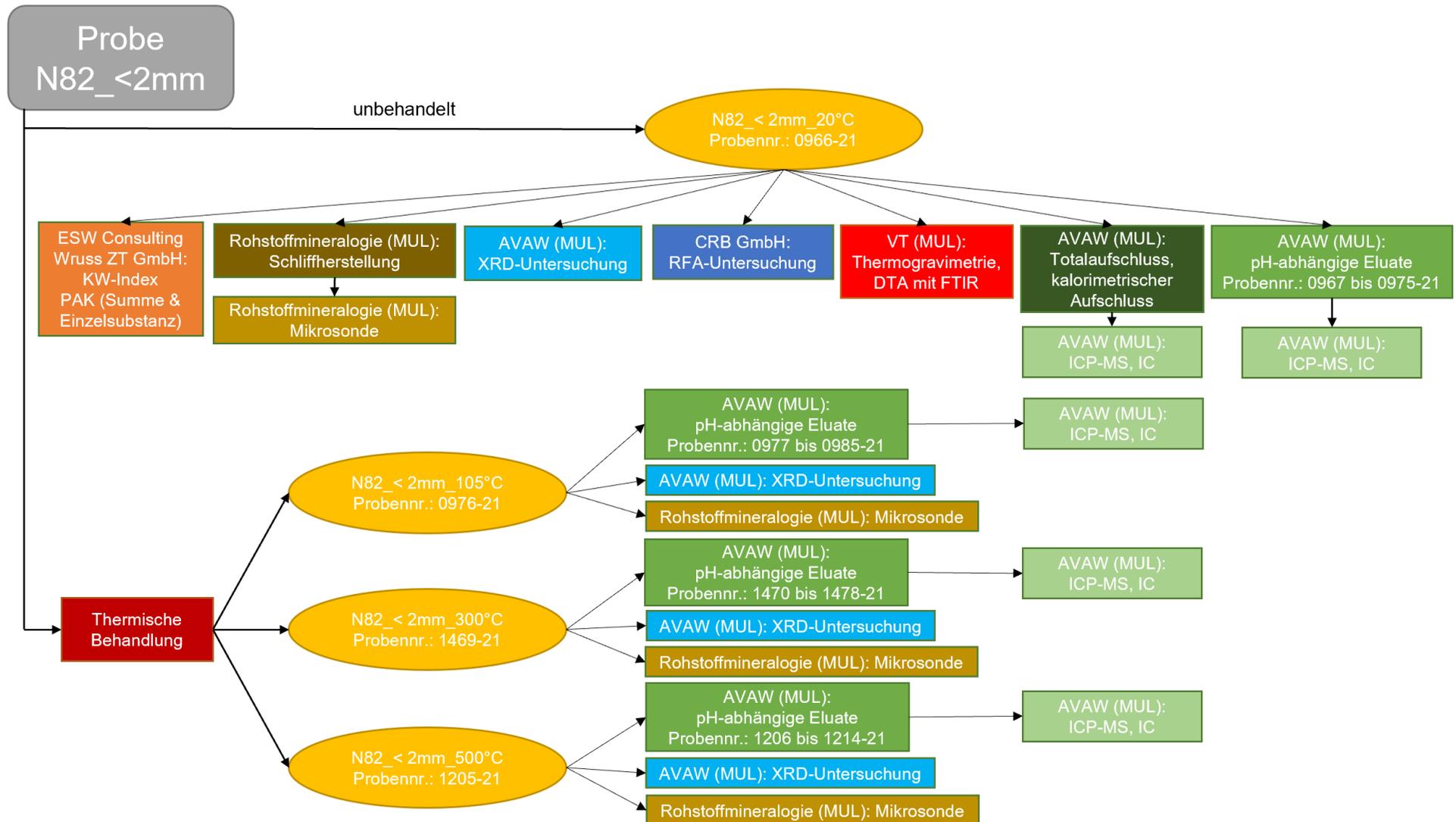


Abbildung 22: Versuchsschema für N82\_<2mm.

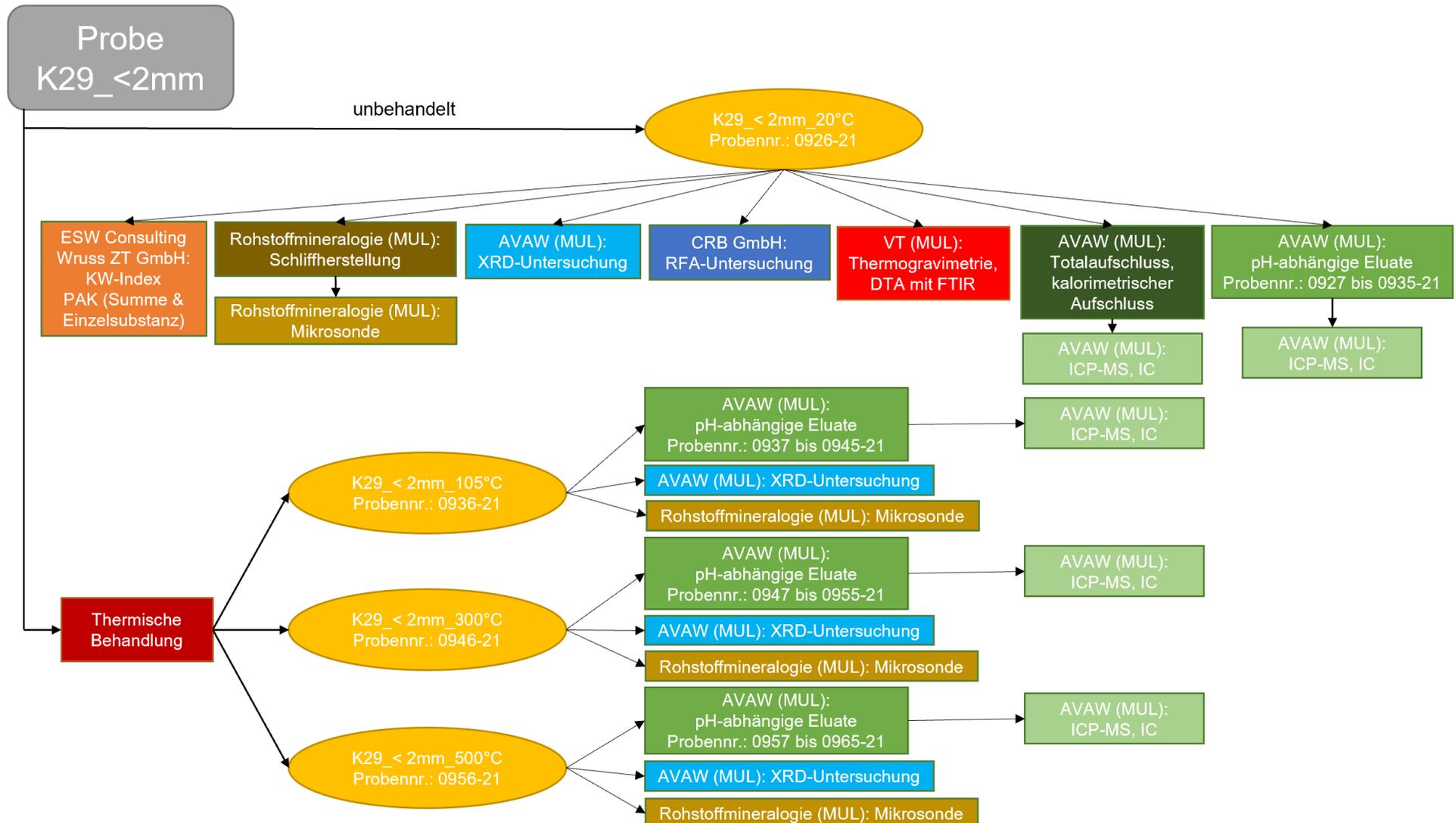


Abbildung 23: Versuchsschema für K29\_<2mm.

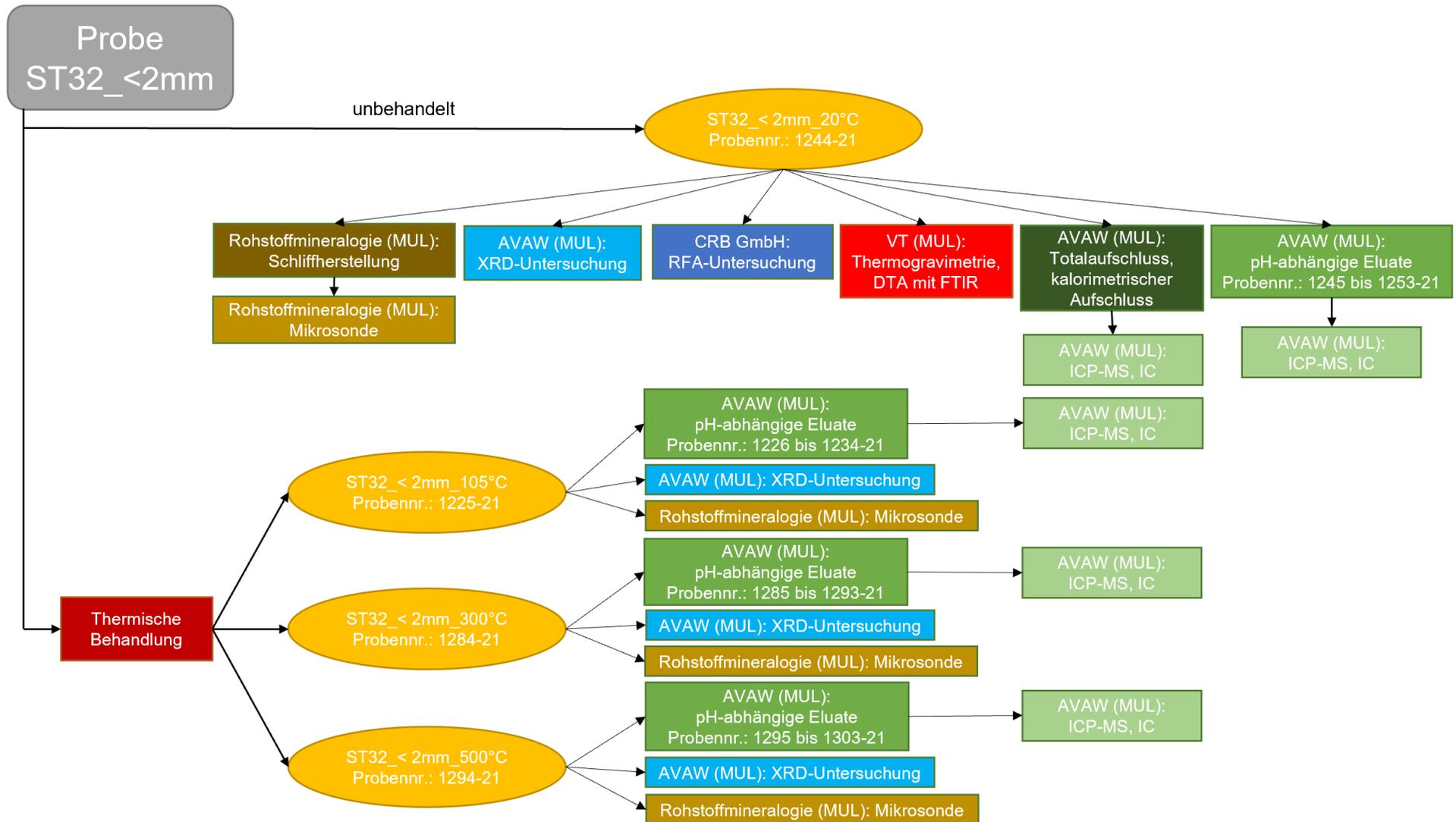


Abbildung 24: Versuchsschema für ST32\_<2mm.

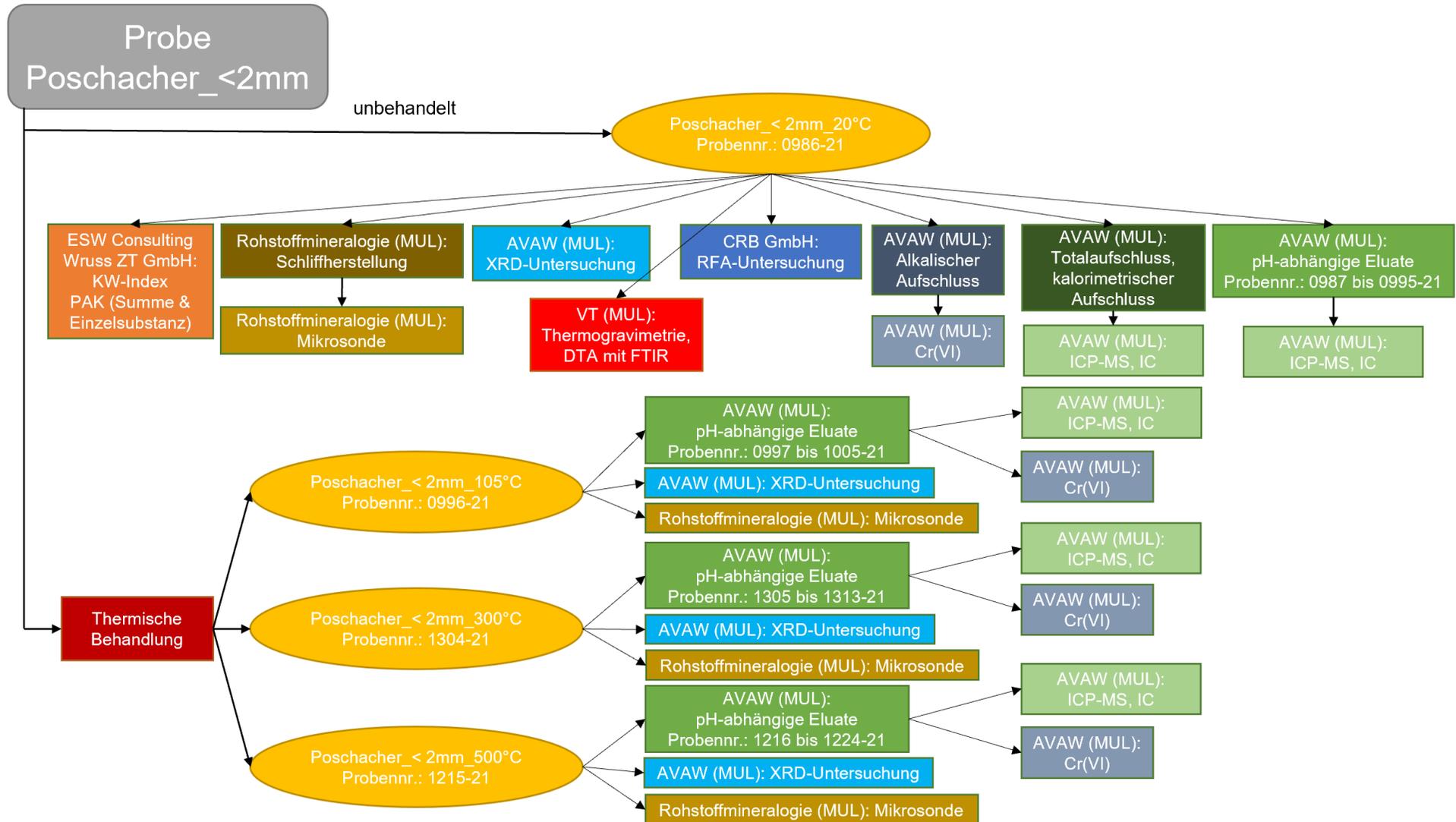


Abbildung 25: Versuchsschema für Poschacher\_<2mm.

## 3.4.2 Chemische Analysen

### 3.4.2.1 Kohlenwasserstoff-Untersuchung

In der folgenden Tabelle 35 werden die Ergebnisse der Untersuchung der Firma ESW Consulting Wruss ZT GmbH angeführt. Da frühere Untersuchungsergebnisse der Altlastprobe ST32 keine Belastungen mit Kohlenwasserstoffen zeigten, wurden die nachfolgenden chemischen Parameter für diese Probe nicht bestimmt.

Tabelle 35: Ergebnisse der Kohlenwasserstoff-Untersuchung.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher	PW laut ÖNORM S 2088-2
<b>PAK, Benzo(a)pyren (im Feststoff)</b>	mg/kg TM	-	-	9,06	<0,029	0,156	-
<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Summe nach 16/EPA (im Feststoff)</b>	mg/kg TM	0,580	-	138	0,123	1,86	2
<b>Kohlenwasserstoff-Index (im Feststoff)</b>	mg/kg TM	200	-	3600	87	27	200

PW laut ÖNORM S 2088-2 ... Prüfwert laut ÖNORM S 2088-2 für Nutzung Landwirtschaft und Gartenbau [mg/kg TM]

Die Ergebnisse der Kohlenwasserstoff-Untersuchung (siehe Tabelle 35) zeigen für die Probe N82 in jedem der drei erfassten chemischen Parameter einen um ein Vielfaches höheren Messwert im Vergleich zu den anderen drei gemessenen Bodenproben. Vergleicht man diese Untersuchungsergebnisse mit den Prüfwerten (PW) der ÖNORM S 2088-2 (für die Nutzung Landwirtschaft und Gartenbau), ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

Mit einem Grenzwert von 200 mg/kg TM für den Kohlenwasserstoff-Index laut dem PW der ÖNORM S 2088-2 liegt v.a. die Probe der Altlast N82 auffällig hoch. Diese Tatsache bestätigen auch Messergebnisse früherer Untersuchungen, die größere Kontaminationen mit Kohlenwasserstoffen belegen. Der Grenzwert für PAK (16 Verbindungen) von 2 mg/kg TM laut PW der ÖNORM S 2088-2 zeigt für die Probe der Altlast N82 ebenfalls eine deutliche Überschreitung. Insgesamt liegt er 69-fach höher.

In der Probe ST30 liegt einzig der KW-Index mit 200 mg/kg TM im oberen Prüfwertbereich der ÖNORM S 2088-2.

Die übrigen zwei Bodenproben K29 und Poschacher sind laut den Untersuchungsergebnissen (siehe Tabelle 35) unauffällig.

### 3.4.2.2 Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA)

Die Ergebnisse der RFA-Untersuchung der fünf Feststoffproben sind in Tabelle 36 dargestellt. Alle umweltrelevanten Elemente sind **rot** hervorgehoben.

Tabelle 36: Ergebnisse der RFA-Analysen.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher
F	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Cl	Ma%	0,034	<0,025	0,025	<0,025	<0,025
Na <sub>2</sub> O	Ma%	1	0,27	0,2	0,9	1,97
MgO	Ma%	3,05	1,82	4,85	6,18	4,47
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	11,14	11,74	7,76	7,57	14,19
SiO <sub>2</sub>	Ma%	51,51	38,19	28,82	38,87	59,37
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ma%	0,57	1,71	0,335	0,205	0,479
SO <sub>3</sub>	Ma%	0,45	0,61	0,71	0,2	0,15
K <sub>2</sub> O	Ma%	1,75	2,85	0,95	1,21	2,22
CaO	Ma%	5,53	8,75	12,2	18,72	2,69
Sc <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
TiO <sub>2</sub>	Ma%	0,809	1,87	0,341	0,425	0,616
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	0,051	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
MnO	Ma%	0,131	0,522	0,089	0,085	0,141
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	5,88	12,63	7,15	3,76	5,62
CoO	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
NiO	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
CuO	Ma%	<0,025	0,047	1,15	<0,025	<0,025

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher
<b>ZnO</b>	Ma%	0,05	0,589	0,276	<0,025	<0,025
<b>Ga<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>GeO<sub>2</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>As<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>SeO<sub>2</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Br</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Rb<sub>2</sub>O</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>SrO</b>	Ma%	<0,025	0,027	0,026	<0,025	<0,025
<b>Y<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>ZrO<sub>2</sub></b>	Ma%	0,025	0,038	0,045	0,063	0,038
<b>Nb<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>MoO</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Ru</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Rh</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Pd</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Ag</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Re</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Os</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Ir</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Pt</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Au</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>CdO</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>In<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>SnO<sub>2</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	0,03	<0,025	<0,025
<b>Sb<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>TeO<sub>2</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>I</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>Cs<sub>2</sub>O</b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>BaO</b>	Ma%	0,034	1,02	0,075	<0,025	0,048
<b>La<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher
Ce <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Pr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Nd <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Sm <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Eu <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Gd <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Tb <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Dy <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Ho <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Er <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Tm <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Yb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Lu <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
HfO <sub>2</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Ta <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
WO <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
HgO	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Ti <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
PbO	Ma%	<0,025	1,32	0,48	0,036	<0,025
Bi <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
ThO <sub>2</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
U <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	Ma%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
LOI	Ma%	17,91	15,91	34,44	21,67	7,86

Die Probe ST30 enthält 0,051 Ma% Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> bzw. 350 mg/kg Cr<sub>ges</sub>, was im Rahmen der früheren Untersuchungen dieses Standorts liegt (siehe Tabelle 19). Die Probe ST32 enthält 0,047 Ma% CuO bzw. 376 mg/kg Cu und die Probe N82 sogar 1,15 Ma% CuO bzw. 9.200 mg/kg Cu, während in früheren Untersuchungen (siehe Tabelle 22 und Tabelle 25) der PW a laut ÖNORM S 2088-1 von 100 mg/kg Cu nicht oder kaum überschritten wurde. Dies kann entweder auf die Heterogenität des kontaminierten Bodens oder auf eine zumindest partielle Unlöslichkeit des Cu in dem in früheren Studien verwendeten Aufschlussverfahren zurückgeführt werden. Diese beiden Proben sind auch durch erhöhte ZnO-Gehalte von

0,589 Ma% (ST32) bzw. 0,276 Ma% (N82) gekennzeichnet. Für beide Proben liegt dieser Wert, der einer Zn-Konzentration von rund 4.700 mg/kg bzw. 2.200 mg/kg entspricht, im oberen Bereich der früheren Analysen, wobei wiederum der Effekt des Aufschlusses im Vergleich zur direkten Messung am Pulverpressling beachtet werden muss.

Die Tatsache, dass As mittels RFA in keiner der Proben nachgewiesen werden konnte, obwohl die historischen Analysen (siehe Tabelle 25 und Tabelle 27) der Altlasten K29 und ST32 durchaus Belastungen zeigten, ist auf die Nachweisgrenze der RFA von 0,025 Ma%  $As_2O_3$  bzw. 190 mg/kg As zurückzuführen.

Die beiden Proben ST32 und N82 sind durch erhöhte PbO-Gehalte von 1,32 Ma% bzw. 12.300 mg/kg Pb (ST32) und 0,48 Ma% bzw. 4.470 mg/kg Pb (N82) gekennzeichnet, was ebenfalls im Bereich der historischen Analysen liegt.

### 3.4.2.3 Totalaufschluss

Die Ergebnisse des semi-quantitativen ICP-MS-Screenings der totalaufgeschlossenen Proben sind in Tabelle 37 dargestellt. Die Elemente, deren Gesamtgehaltskonzentrationen laut Prüfwert a und b der ÖNORM S 2088-1 beschränkt sind, werden **rot** hervorgehoben. Rot hinterlegte Felder kennzeichnen Ergebnisse, die über dem Prüfwert a der ÖNORM S 2088-1 liegen.

Tabelle 37: Ergebnisse des semi-quantitativen ICP-MS-Screenings für die totalaufgeschlossenen Proben.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher	PW laut ÖNORM S 2088-1	
							a <sup>1</sup>	b <sup>2</sup>
<b>Li</b>	mg/kg TM	28	26	24	19	25	-	-
<b>Be</b>	mg/kg TM	<2,5	<25	<25	<25	<25	-	-
<b>Na</b>	mg/kg TM	6210	8300	3120	5370	14000	-	-
<b>Mg</b>	mg/kg TM	3610	3450	22500	23900	3820	-	-
<b>Al</b>	mg/kg TM	36500	40100	21300	19400	10700	-	-
<b>Si</b>	mg/kg TM	194000	134000	113000	160000	125000	-	-
<b>P</b>	mg/kg TM	1500	4430	1010	480	920	-	-
<b>K</b>	mg/kg TM	11200	16900	7410	8190	7870	-	-
<b>Ca</b>	mg/kg TM	31200	44500	78600	95800	9760	-	-
<b>Ti</b>	mg/kg TM	5160	9610	2000	2410	3520	-	-
<b>V</b>	mg/kg TM	120	140	78	65	85	-	-

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher	PW laut ÖNORM S 2088-1	
							a <sup>1</sup>	b <sup>2</sup>
<b>Cr</b>	mg/kg TM	320	82	64	39	90	100	500
<b>Mn</b>	mg/kg TM	920	2880	720	670	1180	-	-
<b>Fe</b>	mg/kg TS	38700	61100	50000	21800	32700	-	-
<b>Co</b>	mg/kg TM	24	29	17	8,2	14	-	-
<b>Ni</b>	mg/kg TM	60	45	84	22	93	100	500
<b>Cu</b>	mg/kg TM	51	310	8880	26	28	100	500
<b>Zn</b>	mg/kg TM	350	3370	2470	73	100	500	1.500
<b>As</b>	mg/kg TM	10	<25	100	33	<25	50	200
<b>Se</b>	mg/kg TM	<2,5	<25	4,0	<25	<25	-	-
<b>Sr</b>	mg/kg TM	180	200	340	210	180	-	-
<b>Mo</b>	mg/kg TM	5,3	<2,5	2,7	<2,5	<2,5	-	-
<b>Pd</b>	mg/kg TM	0,36	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	-	-
<b>Ag</b>	mg/kg TM	5,6	11	8,0	<2,5	<2,5	-	-
<b>Cd</b>	mg/kg TM	0,46	13	9,0	<2,5	<2,5	2	10
<b>Sn</b>	mg/kg TM	14	11	250	<5,0	<5,0	-	-
<b>Sb</b>	mg/kg TM	3,4	18	87	<2,5	<2,5	-	-
<b>Te</b>	mg/kg TM	<0,50	<5	<5,0	<5,0	<5,0	-	-
<b>Ba</b>	mg/kg TM	360	10000	1030	250	470	-	-
<b>W</b>	mg/kg TM	58	<2,5	6,3	<2,5	<2,5	-	-
<b>Tl</b>	mg/kg TM	0,37	5,9	<2,5	<2,5	<2,5	-	-
<b>Pb</b>	mg/kg TM	50	12600	5420	310	34	100	500

<sup>1</sup>für „wasserrechtlich besonders geschützte oder wasserwirtschaftlich bedeutende Gebiete sowie Standorte mit geringem Schadstoff-Rückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone“ (ÖNORM S 2088-1)

<sup>2</sup>für „übrige Standorte, an denen aufgrund der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse (...) die Möglichkeit eines Eintrages von Schadstoffen in das Grundwasser deutlich reduziert wird“ (ÖNORM S 2088-1)

Für die Probe ST30 liegt der gemessene Gesamtgehalt von Cr bei 320 mg/kg TM. Damit liegt die sie im unteren Bereich früherer Untersuchungen (siehe Tabelle 19). Im Vergleich zu dem

Prüfwert (PW) a der ÖNORM S 2088-1 ergibt sich eine dreifache Überschreitung. Bezieht man sich hingegen auf den Prüfwert (PW) b der ÖNORM S 2088-1 ergibt sich keine Überschreitung.

Die Probe ST32 zeigt auffällig hohe Gesamtgehalte für Zn, Cd und Pb. Mit 3.370 mg/kg Zn und 13 mg/kg Cd liegen die Messergebnisse 6-fach höher als der PW a der ÖNORM S 2088-1. Der Gesamtgehalt von Pb von 12.600 mg/kg TM liegt in Summe sogar 126-fach höher als der PW a der ÖNORM S 2088-1 von 100 mg/kg TM.

Für die Probe N82 kann man deutliche Überschreitungen für Cu, Zn, Cd und Pb erkennen. Die gemessenen Gesamtgehalte von Pb liegen mit 5.420 mg/kg TM jedoch nicht so hoch wie für die Probe ST32, trotzdem fast 55-fach über dem PW a der ÖNORM S 2088-1. Auffällig hoch ist v.a. der Cu-Gesamtgehalt von 8.880 mg/kg TM, der in Summe nahezu 89-mal höher liegt als der PW a der ÖNORM S 2088-1. Im Vergleich zu früheren Messungen liegen diese Werte jedoch eher im unteren Bereich (siehe Tabelle 22). Auch As liegt mit 100 mg/kg TM doppelt so hoch wie der PW a der ÖNORM S2088-1.

Obwohl deutliche Überschreitungen von As und Pb in früheren Untersuchungen (siehe Tabelle 27 und Tabelle 28) festgestellt wurden, liegen die Messergebnisse der gemessenen Gesamtgehalte der Probe K29 sehr niedrig. Mit 310 mg/kg Pb liegt dieser Wert ca. dreifach über dem PW a der ÖNORM S 2088-1, wobei im Wiesenbereich, wo die Probe gezogen wurde, Maximalwerte von 15.000 mg/kg Pb in früheren Untersuchungen nachgewiesen wurden (siehe Tabelle 28).

Die Probe Poschacher zeigt keine großen Auffälligkeiten bezüglich der Gesamtgehalte von umweltrelevanten Elementen.

#### 3.4.2.4 Kalorimetrischer Aufschluss

Die Ergebnisse des semi-quantitativen IC-Screenings der kalorimetrisch aufgeschlossenen Proben werden in Tabelle 38 dargestellt.

Tabelle 38: Ergebnisse des semi-quantitativen IC-Screenings der kalorimetrisch aufgeschlossenen Proben.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher
Chlor	mg/kg TM	220	360	570	700	2320
Fluor	mg/kg TM	<100	250	<200	<240	<210

Beim kalorimetrischen Aufschluss wurden die Proben nur außen verbrannt. Dies wurde jedoch erst am Messende festgestellt und ist darauf zurückzuführen, dass ein Großteil der

Bodensubstanz nicht brennbar ist. Aus diesem Grund sind die Elementgehalte für Chlor und Fluor für alle Messungen nur Richtwerte und liegen in Wahrheit höher.

Der gemessene Chlorgehalt liegt für die Probe Poschacher mit 2.320 mg/kg TM von allen Proben am höchsten, gefolgt von den Proben K29 und N82. Die Fluoridgehalte aller Proben liegen im Bereich von kleiner 100 mg/kg TM bis 250 mg/kg TM.

### 3.4.2.5 Alkalischer Aufschluss

Die Bestimmung von Cr(VI) erfolgte nur für alle thermisch unbehandelten Feststoffproben, die laut früheren Untersuchungen Chrom enthielten. Da dies nur für die Probe ST30 zutraf, wurde auch nur für diese Altlast ein alkalischer Aufschluss durchgeführt. Die Ergebnisse hierfür sind in Tabelle 39 dargestellt.

Tabelle 39: Untersuchungsergebnisse des alkalischen Aufschlusses.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30	Probe ST32	Probe N82	Probe K29	Probe Poschacher
Chrom VI	mg/kg TM	2,36	-	-	-	-

Die Probe ST30 enthält demnach ohne thermische Behandlung in Summe 2,36 mg/kg Cr(VI).

### 3.4.2.6 Thermoanalytik

Über die Thermogravimetrie (TG) konnte als Ergebnis der Massenverlust über der Temperatur erhalten werden. Die Differenz-Thermoanalyse (DTA) bzw. die dynamische Differenzkalorimetrie (DSC) lieferte für alle Proben eine DTA- bzw. eine DSC-Kurve, die die Differenzspannung zwischen dem Tiegel mit Probe und dem Tiegel ohne Probe über der Temperatur anzeigt.

Die Ergebnisse sind jeweils in den Abbildungen 26, 30, 34, 38 und 42 für Luft und in den Abbildungen 28, 32, 36, 40 und 44 für Argon dargestellt. Die 3D-Darstellungen der FTIR-Spektren sind in den Abbildungen 27, 31, 35, 39 und 43 für Luft und in den Abbildungen 29, 33, 37, 41 und 45 für Argon dargestellt.

Einzig für die Probe ST32\_<2mm (Argon) in Abbildung 32 wurde die Gram-Schmidt-Kurve nicht dargestellt, diese kann jedoch aus Abbildung 33 entnommen werden. Die Gram-Schmidt-Kurve ist in dem 3D-FTIR immer der allererste Kurvenverlauf über der Temperatur, der dargestellt wird bei einer Wellenzahl kleiner 1.000.

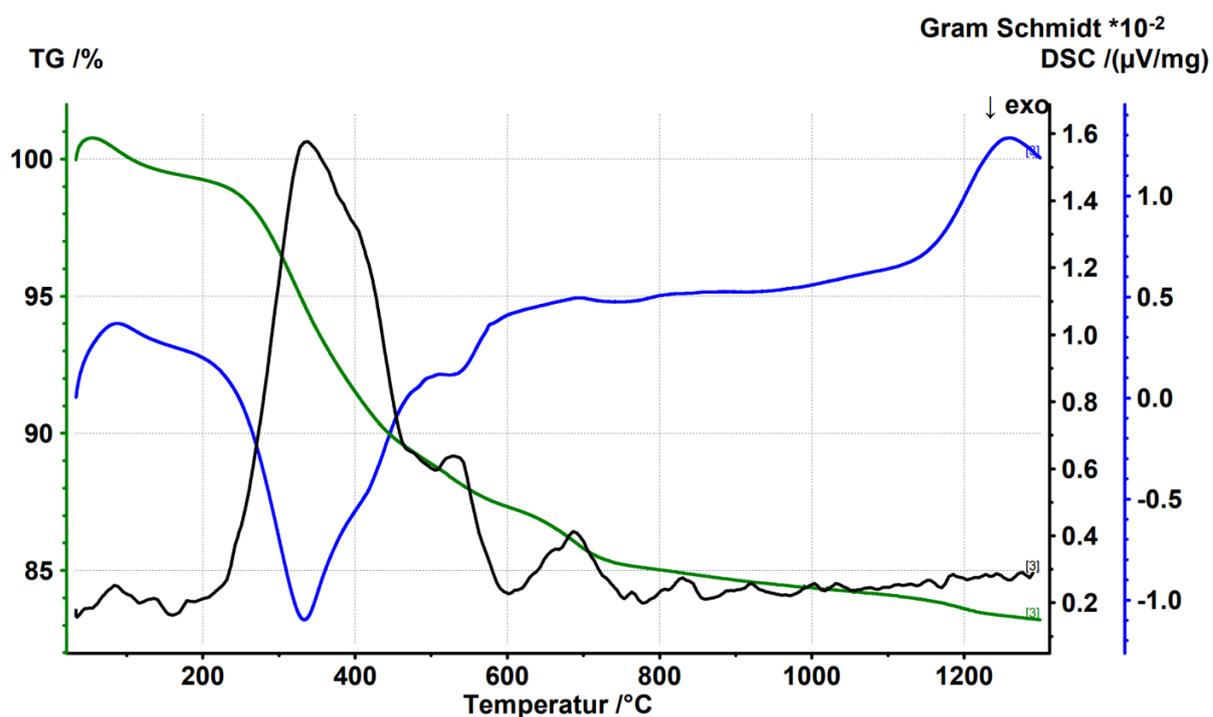


Abbildung 26: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe ST30\_<2mm\_20°C (Luft).

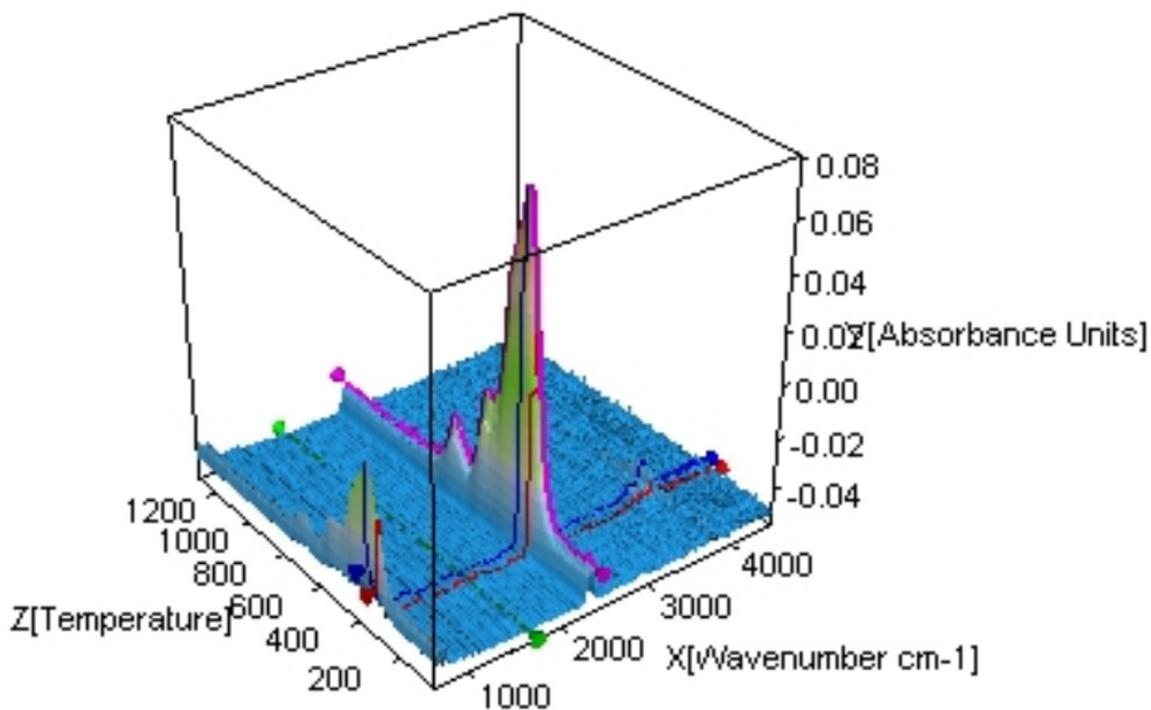


Abbildung 27: 3D-FTIR der Probe ST30\_<2mm\_20°C (Luft).

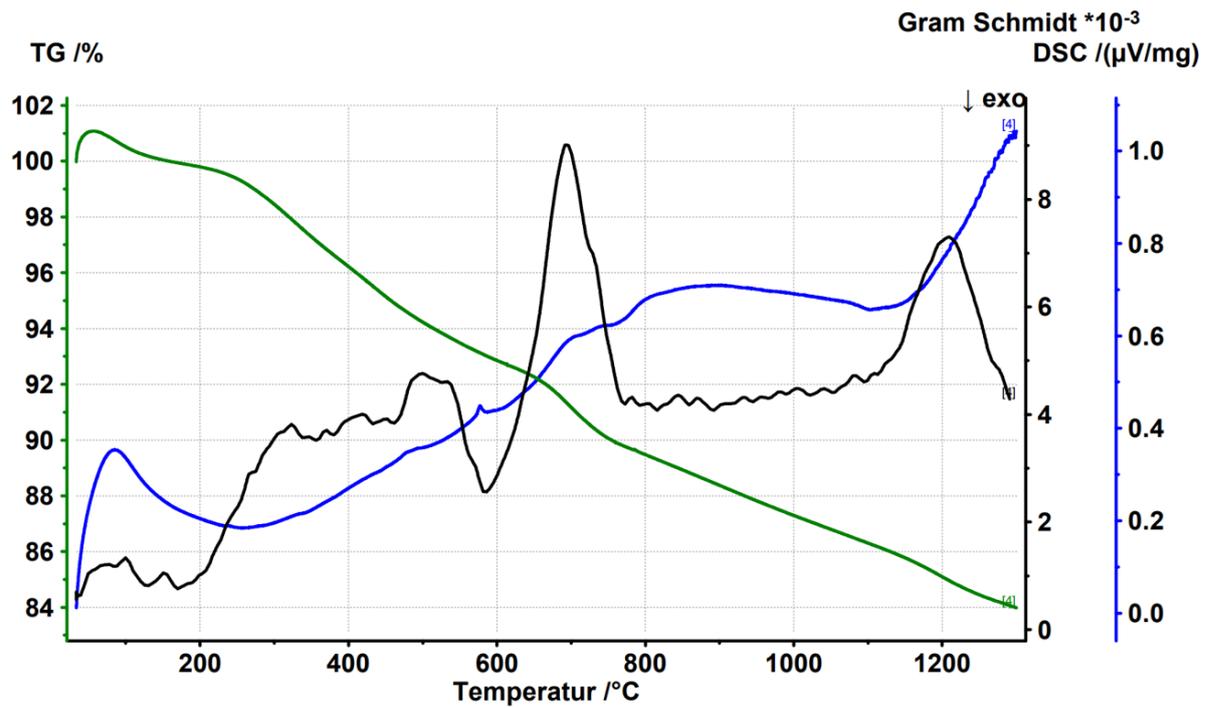


Abbildung 28: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe ST30\_<2mm\_20°C (Argon).

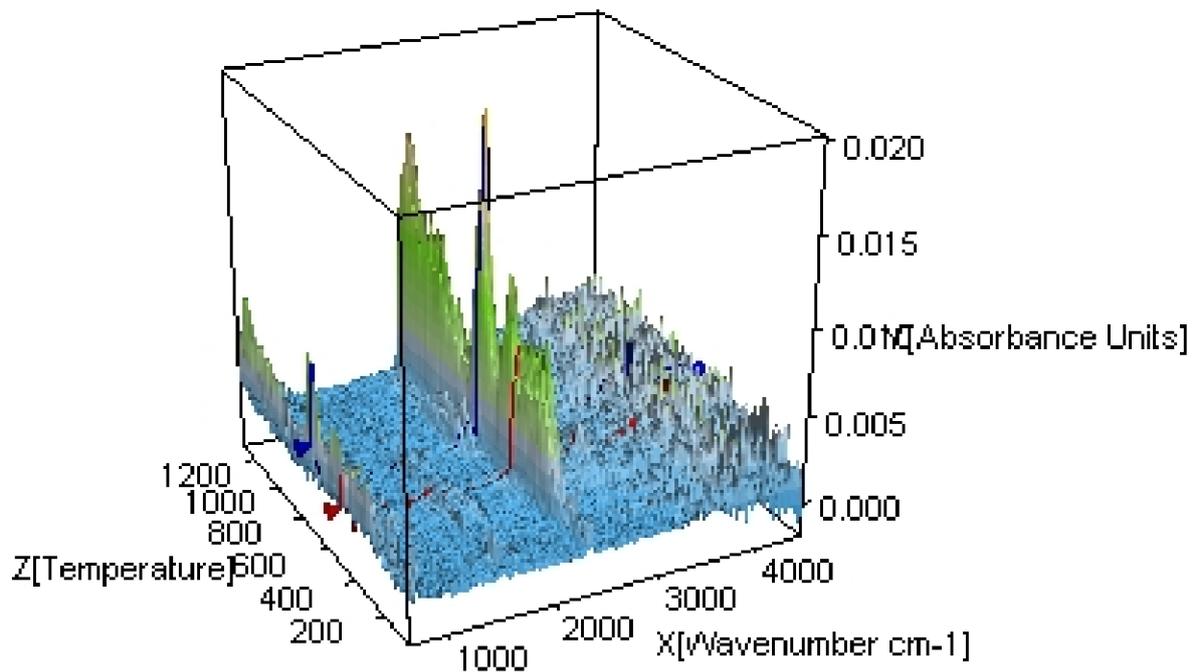


Abbildung 29: 3D-FTIR der Probe ST30\_<2mm\_20°C (Argon).

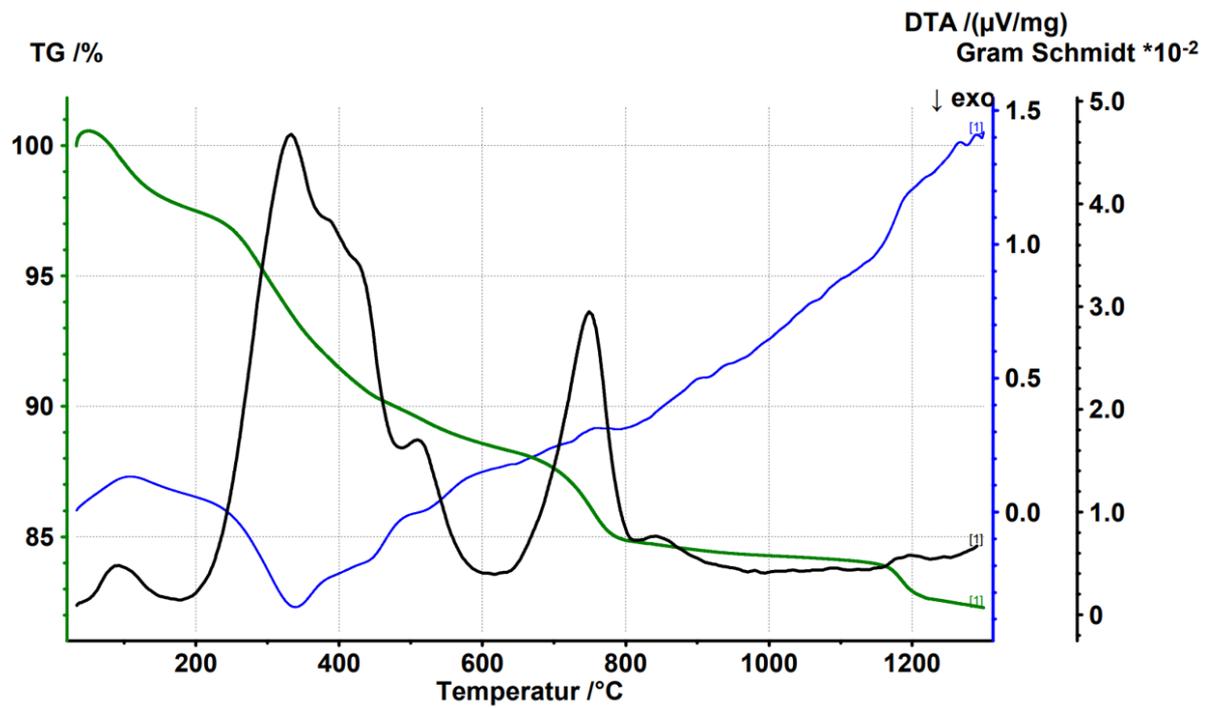


Abbildung 30: Massenverlust, DTA und Gram Schmidt der Probe ST32\_<2mm\_20°C (Luft).

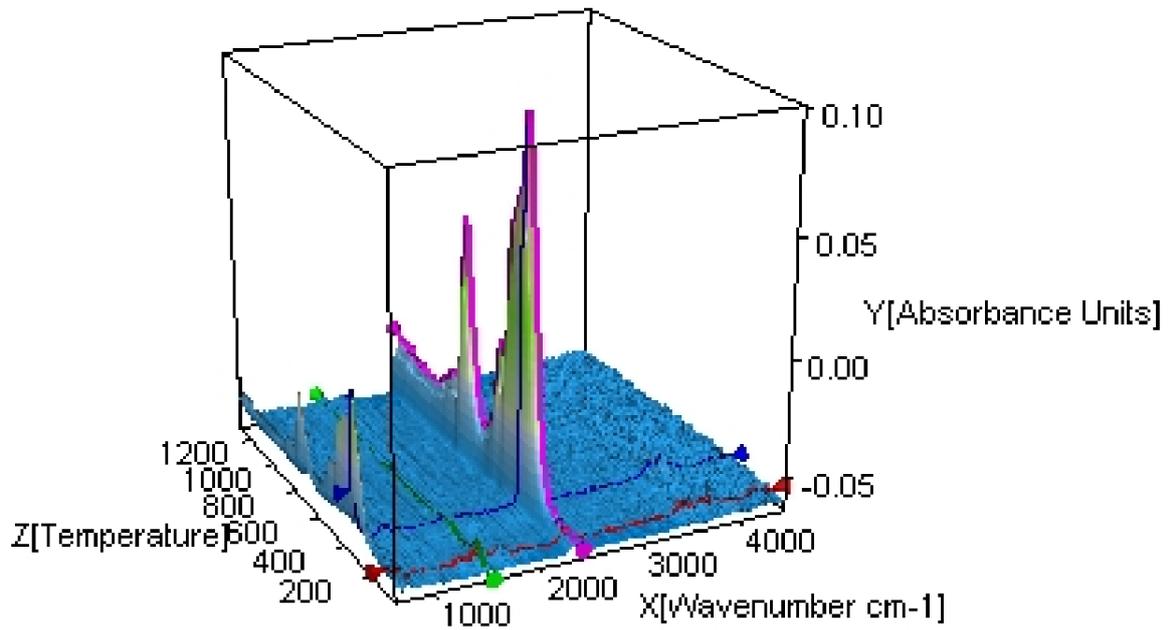


Abbildung 31: 3D-FTIR der Probe ST32\_<2mm\_20°C (Luft).

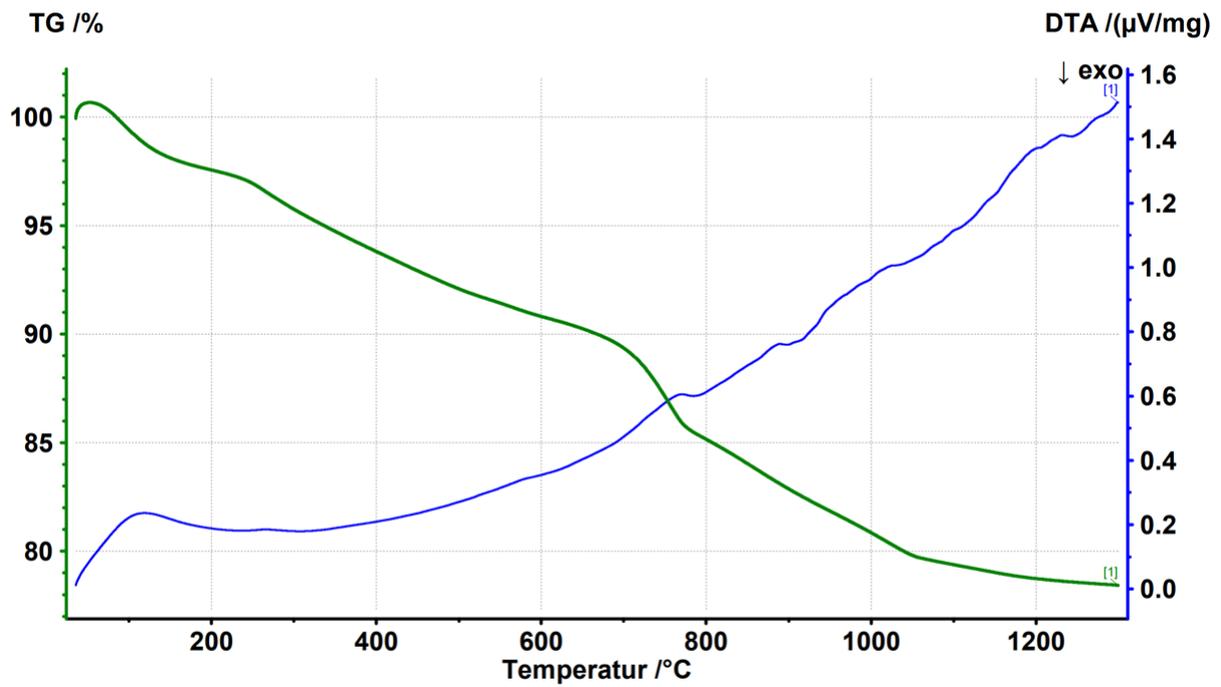


Abbildung 32: Massenverlust und DTA der Probe ST32\_<2mm\_20°C (Argon).

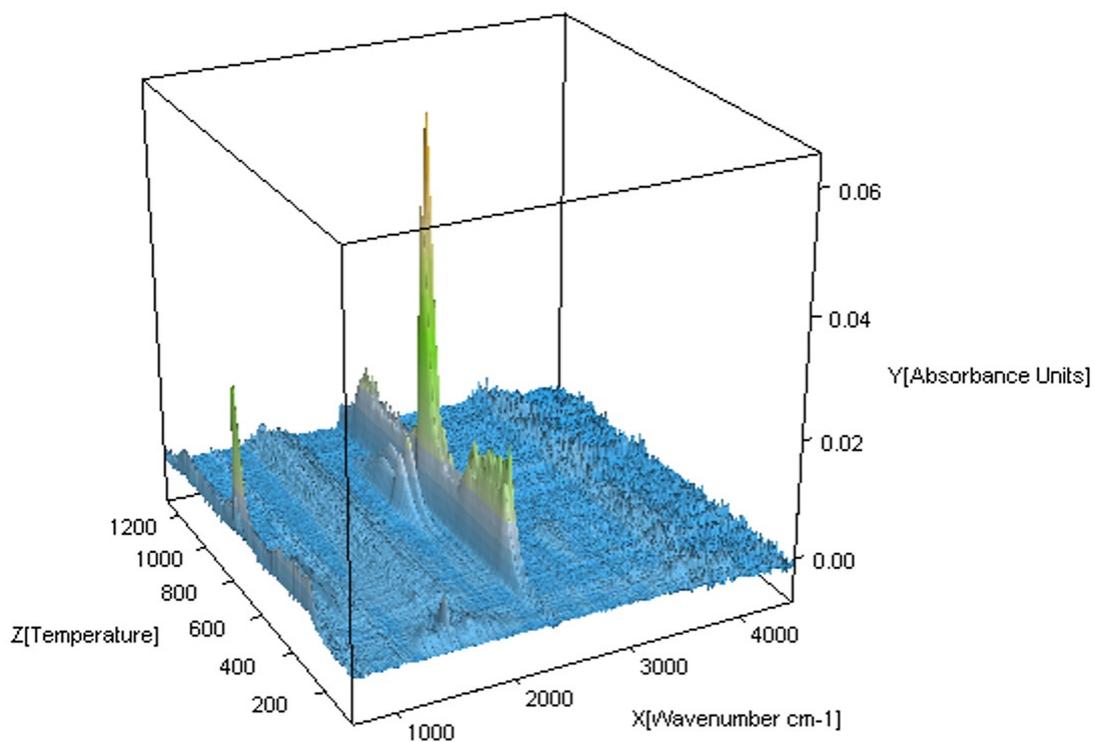


Abbildung 33: 3D-FTIR der Probe ST32\_<2mm\_20°C (Argon).

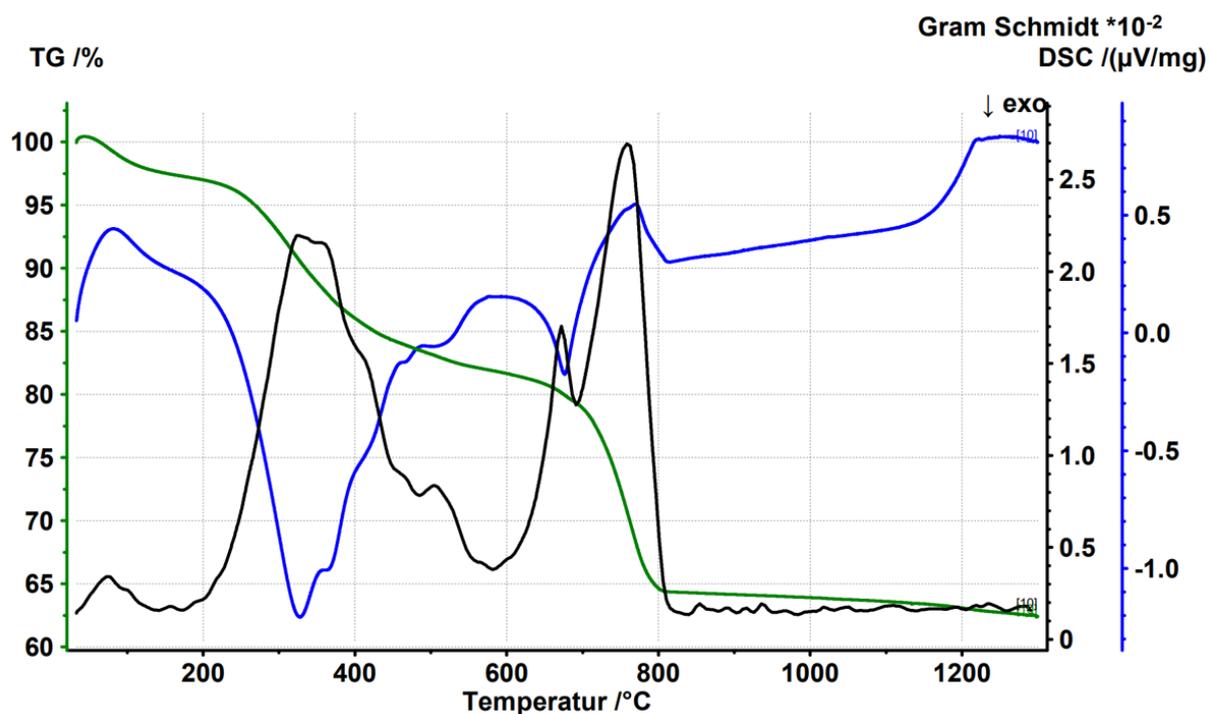


Abbildung 34: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe N82\_<2mm\_20°C (Luft).

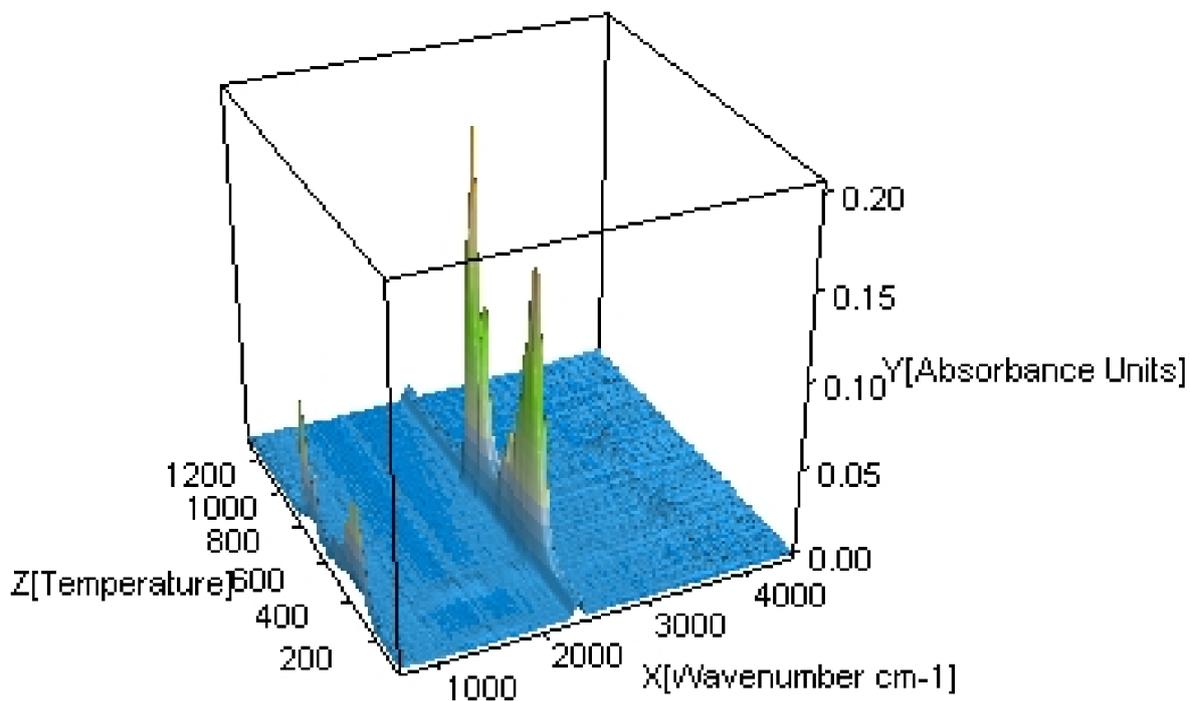


Abbildung 35: 3D-FTIR der Probe N82\_<2mm\_20°C (Luft).

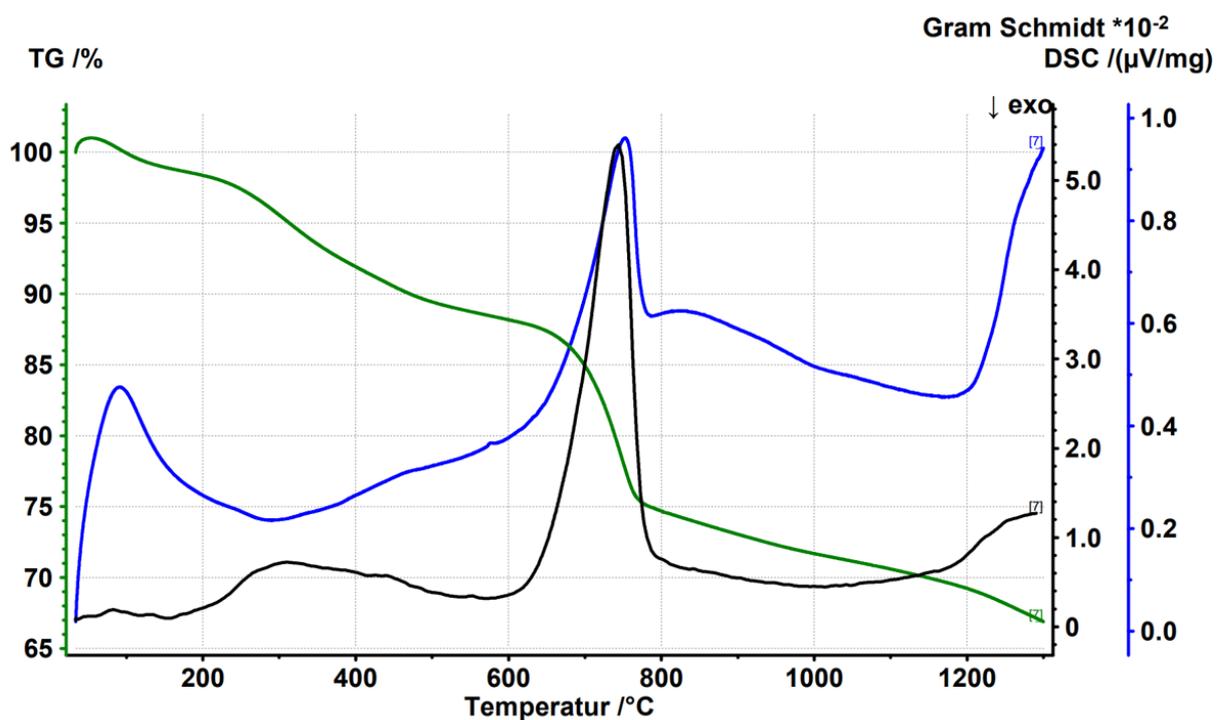


Abbildung 36: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe N82\_<2mm\_20°C (Argon).

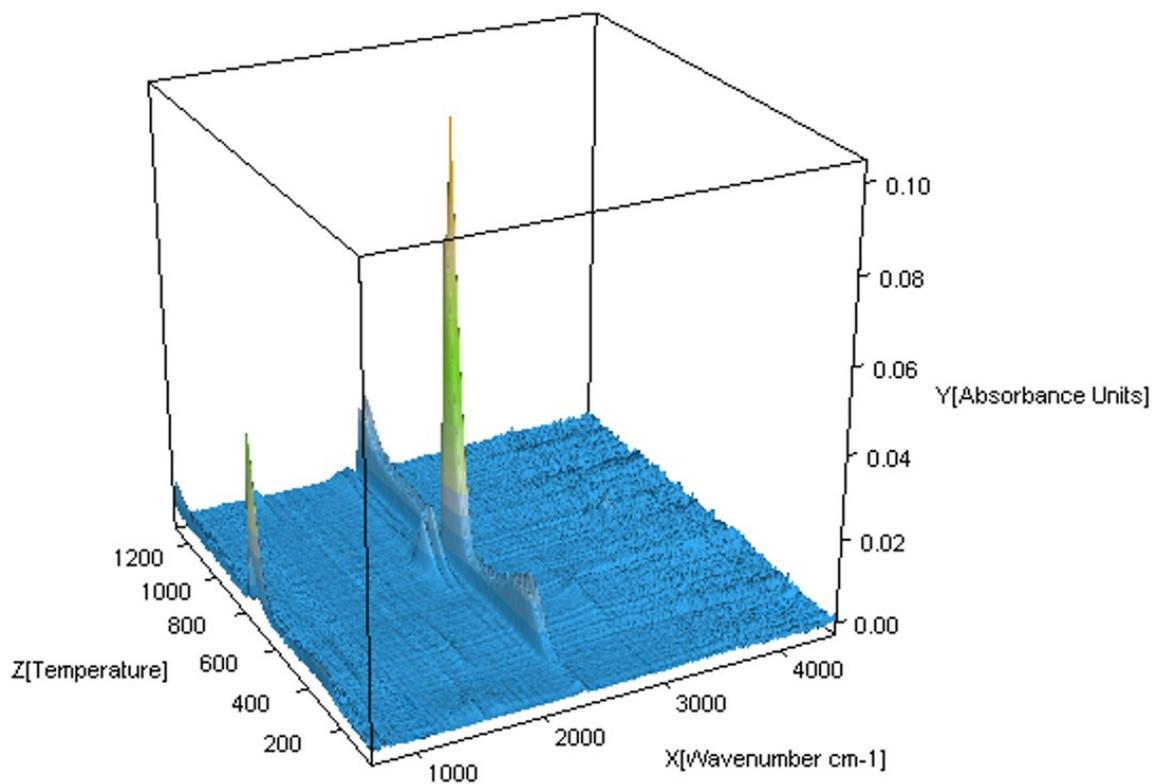


Abbildung 37: 3D-FTIR der Probe N82\_<2mm\_20°C (Argon).

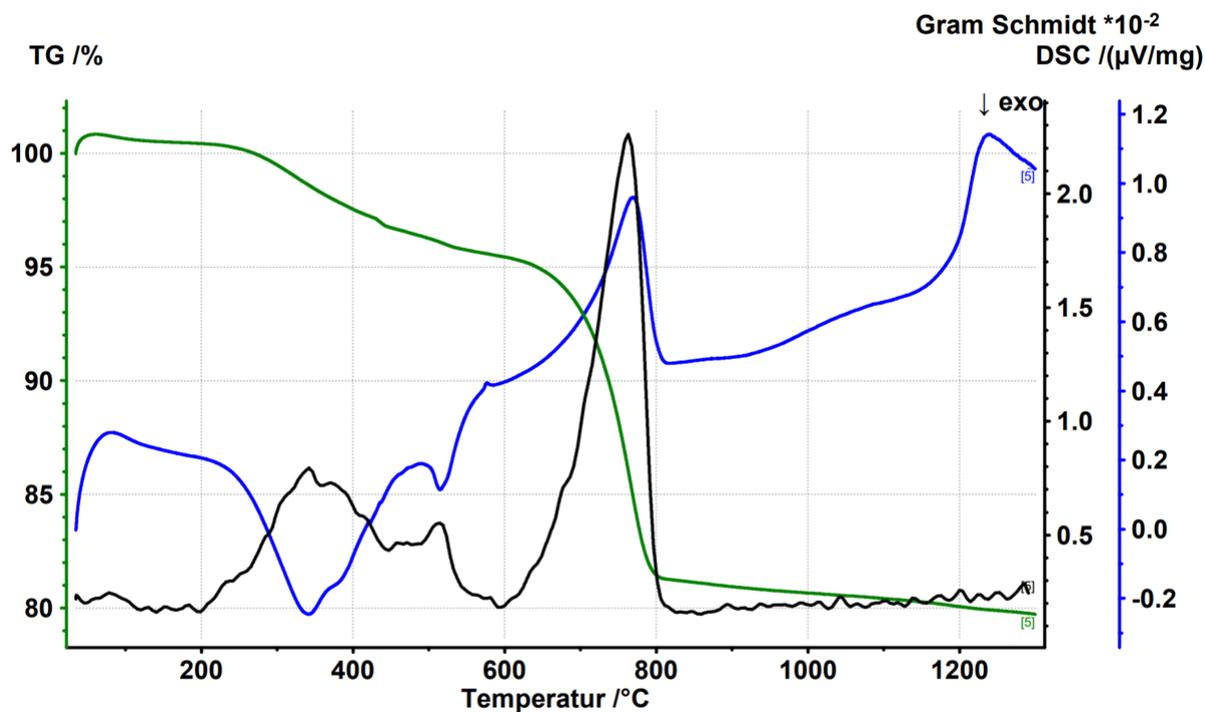


Abbildung 38: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe K29\_<2mm\_20°C (Luft).

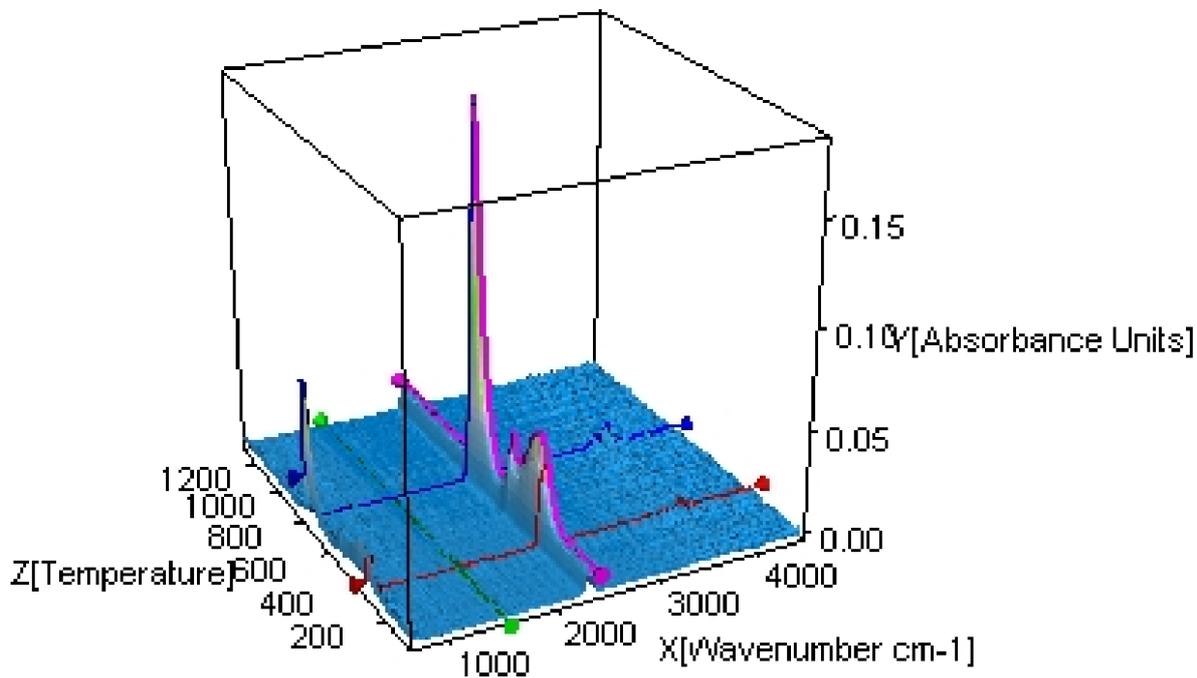


Abbildung 39: 3D-FTIR der Probe K29\_<2mm\_20°C (Luft).

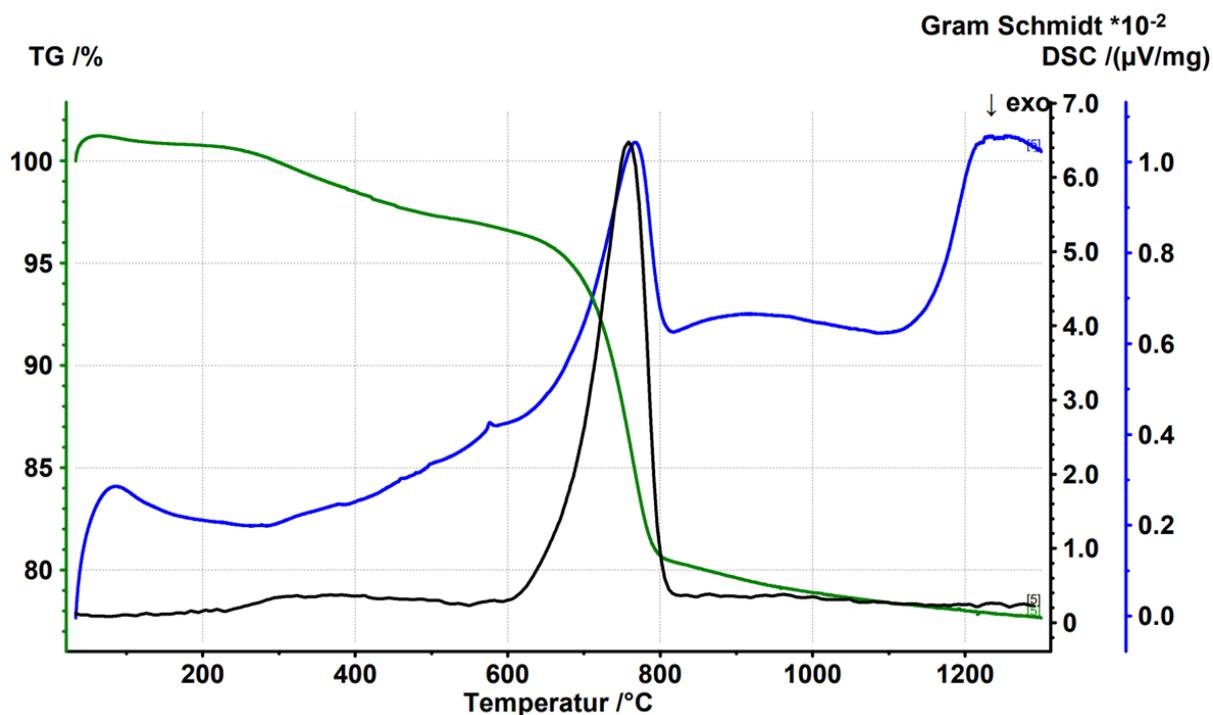


Abbildung 40: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe K29\_<2mm\_20°C (Argon).

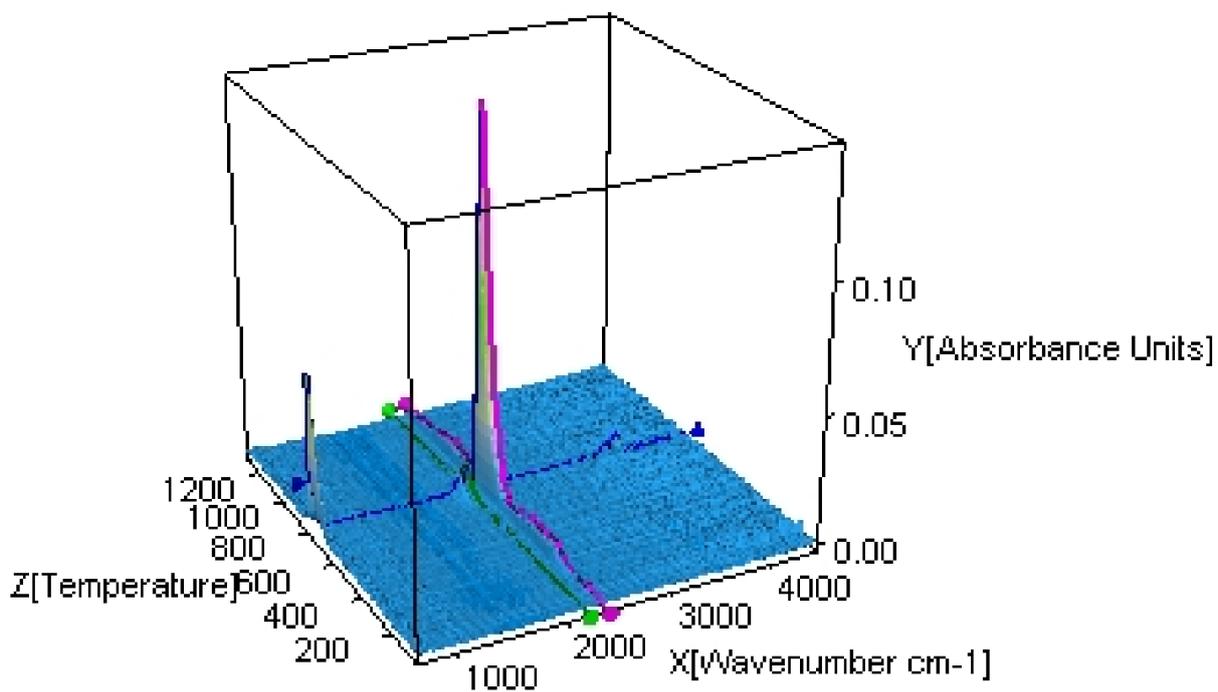


Abbildung 41: 3D-FTIR der Probe K29\_<2mm\_20°C (Argon).

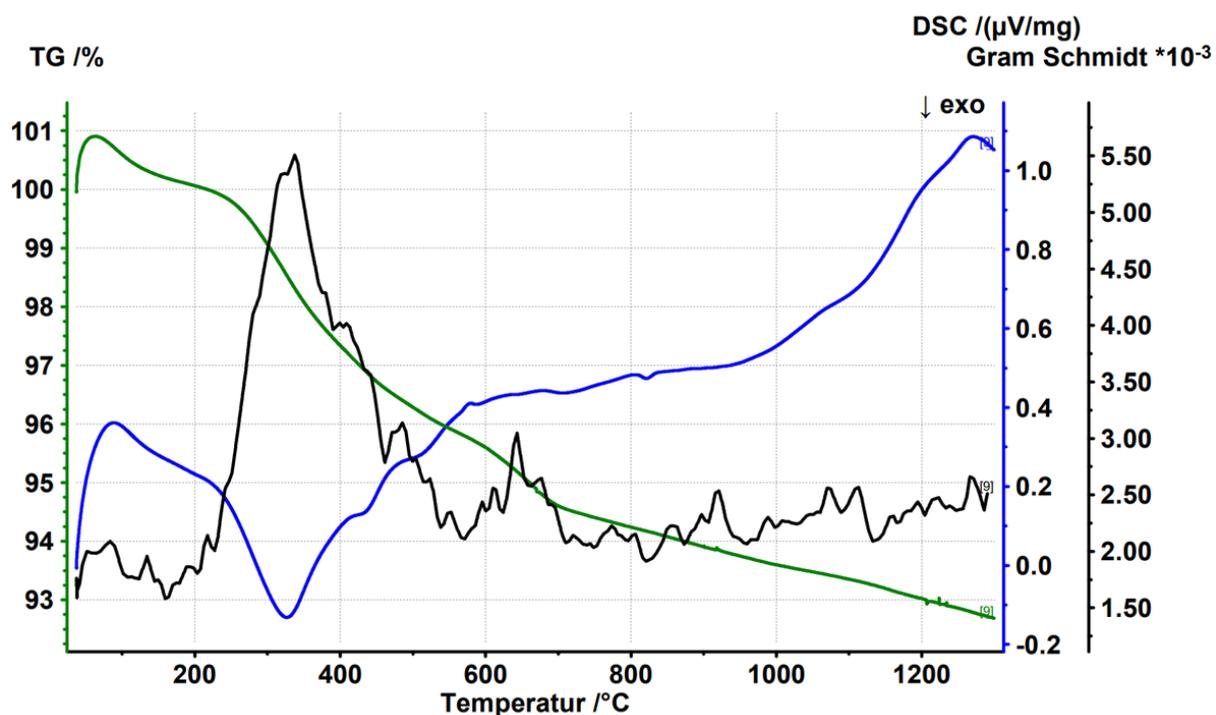


Abbildung 42: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe Poschacher\_<2mm\_20°C (Luft).

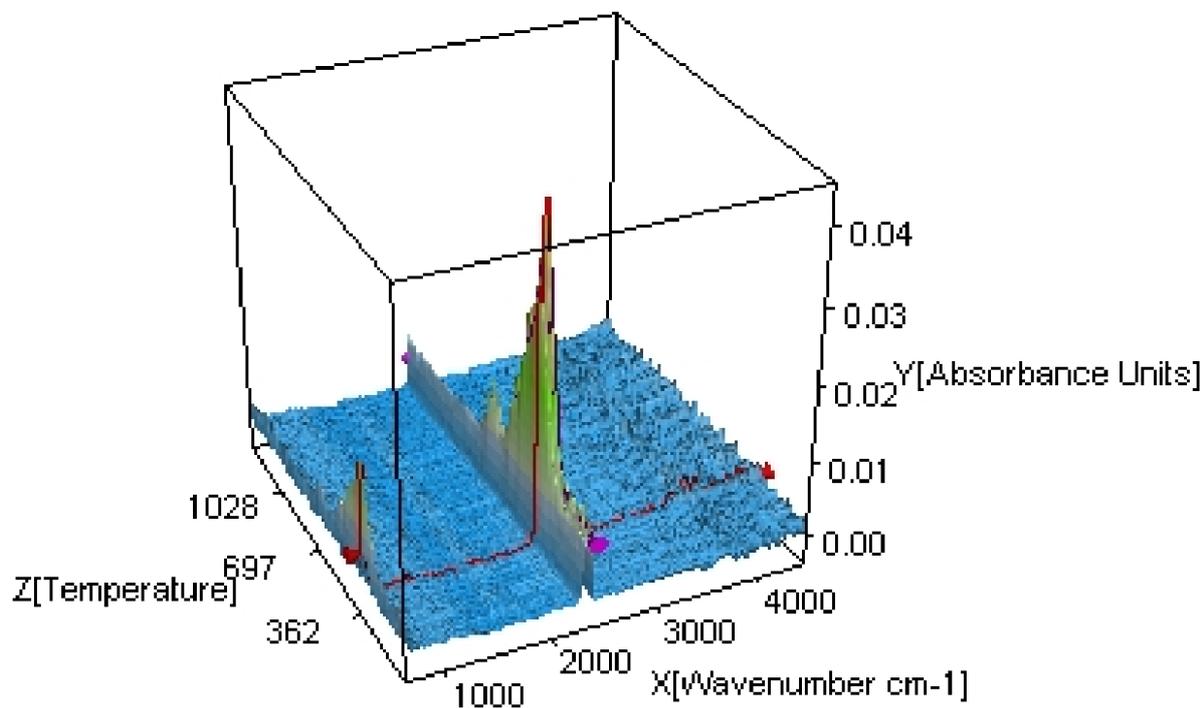


Abbildung 43: 3D-FTIR der Probe Poschacher\_<2mm\_20°C (Luft).

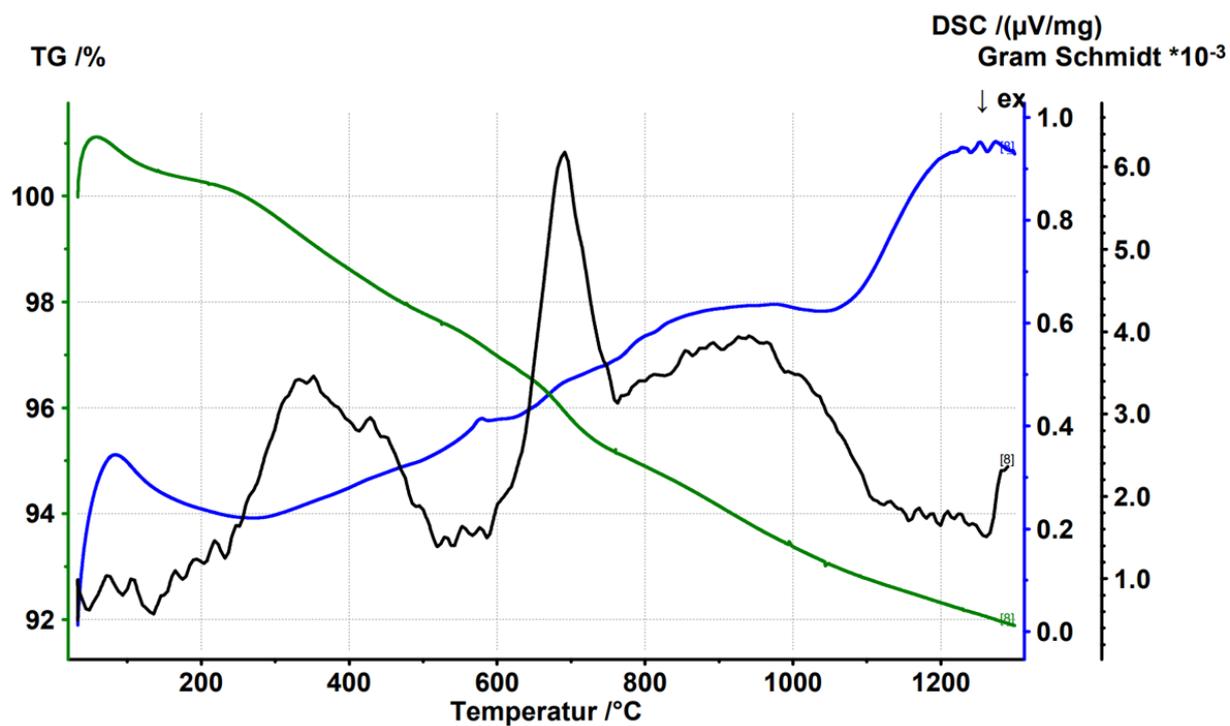


Abbildung 44: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe Poschacher\_<2mm\_20°C (Argon).

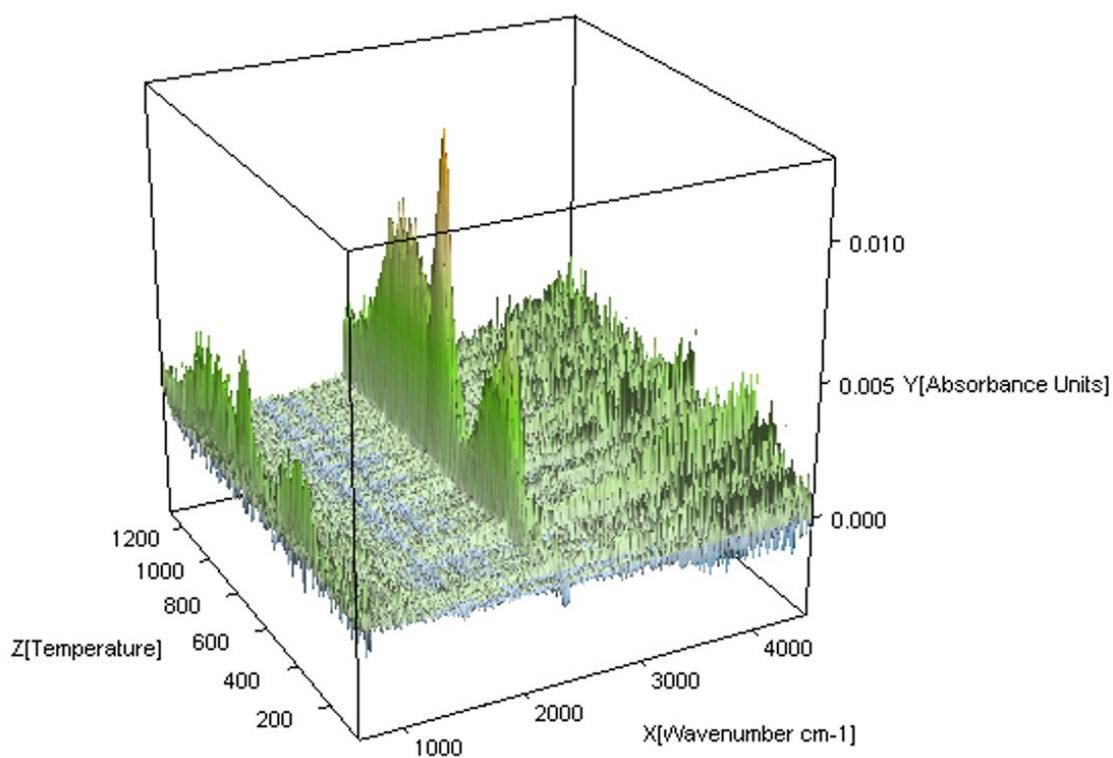


Abbildung 45: 3D-FTIR der Probe Poschacher\_<2mm\_20°C (Argon).

### **Ergebnisse für oxidierende Bedingungen**

Die Ergebnisse der Thermogravimetrie (TG) und der Differenz-Thermoanalyse (DTA) bzw. der dynamischen Differenzkalorimetrie (DSC) sowie die Gram-Schmidt-Kurve zeigen für die fünf Proben unter Luft teilweise ähnliche Trends (siehe Abbildung 26, 30, 34, 38 und 42). Die Kurve der TG, der Massenverlust über der Temperatur, zeigt bei allen Proben zu Messbeginn einen ausgeprägten (ST30, ST32, K29, Poschacher) bis leichten (N82) Auftriebseffekt, der jedoch vernachlässigt werden kann.

Bei der Gesamtbetrachtung des Massenverlustes ist dieser für die Probe N82 am größten. Über einen Temperaturverlauf von 30 – 1.300 °C sinkt die Masse der Probe N82 von ca. 100 % auf 63 % ab, für die Proben K29, ST30 und ST32 von rund 100 % auf 80 % und für die Probe Poschacher von ca. 100 % auf 92 %.

Der erste Massenverlust ist bei allen fünf Proben zwischen 30 – 200 °C erkennbar, was laut der Gram-Schmidt-Kurve mit dem Verlust von Wasser, aber vorwiegend CO<sub>2</sub> erklärt werden kann. Da in den 3D-Darstellungen der FTIR-Spektren über die Temperatur (siehe Abbildungen 27, 31, 35, 39 und 43) erkennbar ist, dass größtenteils neben kleinen Wasserpeaks nur CO<sub>2</sub> detektiert wurde, kann die Gram-Schmidt-Kurve für alle Proben mehr oder weniger als CO<sub>2</sub>-Kurve betrachtet werden. Demnach stellt der erste Massenverlust nur einen minimalen Trocknungsvorgang dar, bei dem neben kleinen Konzentrationen an Wasser v.a. Organik verflüchtigt wird. Durch die verschiedenen Wassergehalte und Organikanteile der fünf Proben bewegt sich dieser Massenverlust zwischen < 1 % bis 5 %. Die DTA- bzw. DSC-Kurve zeigt in diesem Temperaturbereich für alle Proben, dass dieser Vorgang endotherm abgelaufen ist, da das Signal über dem Nullpunkt liegt. Hierbei muss die unterschiedliche Achsenskalierung beachtet werden.

Bei der Probe N82, die in dem Temperaturbereich von 30 – 200 °C den höchsten Massenverlust aller Proben aufweist, wird auch ein maximales DSC-Signal von +2,2 µV/mg gemessen. Für die anderen Proben mit kleineren Massenverlusten wird auch ein kleineres DSC- bzw. DTA-Signal beobachtet. Somit kann folgender Zusammenhang zwischen Massenverlust und Differenzspannung erkannt werden: Je höher das DTA- bzw. DSC-Signal liegt, desto höher fällt der Massenverlust aus und desto endothermer ist die Reaktion.

Im Bereich zwischen 200 – 400 °C ergibt sich für die Probe ST30, ST32 und N82 ein sehr großer (von 7 bis 12 %) und für die Probe K29 und Poschacher (nur 2 %) ein verhältnismäßig kleiner Massenverlust, welcher durch die Verbrennung der Organik der Bodenbestandteile verursacht wird. Diese Tatsache wird durch die DTA- bzw. DSC-Kurve bestätigt, die in diesem Temperaturbereich eine exotherme Reaktion anzeigt. Hier gilt jedoch nicht der proportionale Zusammenhang zwischen dem Massenverlust und der Differenzspannung.

Beispielsweise zeigt die Probe ST32 einen Massenverlust von ca. 7 % in dem Temperaturbereich von 200 – 400 °C. Gleichzeitig ergibt das maximal gemessene DTA-Signal bei rund 330 °C einen Wert von ca. -0,4 µV/mg. Für die Probe ST30 ergibt sich ein ähnlicher Massenverlust von ca. 8 % in demselben Temperaturbereich. Auch hier liegt das maximale DSC-Signal bei ungefähr 330 °C mit -1,1 µV/mg. Obwohl die beiden Proben ST32 und ST30 einen ähnlichen Massenverlust in dem Temperaturbereich von 200 – 400 °C haben,

unterscheiden sie sich deutlich in den DSC-Signalen. Hier muss die Oxidationsreaktion, die in der Probe ST30 abgelaufen ist, eine sichtlich höhere Reaktionsenthalpie freigesetzt haben.

Bei der Probe N82, bei der bei 200 – 400 °C ein Massenverlust von rund 12 % verzeichnet wurde, ergibt das maximal gemessene DSC-Signal bei ca. 330 °C einen Wert von rund  $-1,2 \mu\text{V}/\text{mg}$  und die Gram-Schmidt-Kurve erreicht am selben Punkt ein Maximum von  $2,1 \cdot 10^{-2}$  Absorptionen. Die Probe Poschacher und K29 zeigen in dem Temperaturbereich einen Massenverlust von lediglich 2 %. Somit liegen auch die maximalen DSC-Signale in einem wesentlich geringeren Bereich von durchschnittlich  $-0,2 \mu\text{V}/\text{mg}$ . Folglich sind ebenfalls die gemessenen Absorptionen sehr niedrig.

Zwischen Temperaturen von ca. 600 – 800 °C tritt bei allen Proben ein dritter Massenverlust auf, der laut DTA- und DSC-Kurven endothermer Natur ist, außer für die Probe N82, bei der eine teilweise endo- sowie exotherme Reaktion abgelaufen ist. Verursacht wurde dieser Massenverlust durch die Kalzination der Bodenproben. Die Gram-Schmidt-Kurve zeigt in diesem Temperaturbereich einen kleinen (ST30 und Poschacher) bis großen (K29, ST32 und N82)  $\text{CO}_2$ -Peak. Eine mögliche Erklärung, warum das DSC-Signal der Probe N82 auch exothermer Natur ist, könnte in der Entstehung von Löschkalk,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , liegen. Diese Reaktion ist stark exotherm.

Ab ca. 800 °C können keine großen Auffälligkeiten mehr erfasst werden. Einzig für die Probe ST32 wird bei einer Temperatur von ca. 1.200 °C ein vierter Massenverlust gemessen, der sich durch eine weitere  $\text{CO}_2$ -Verflüchtigung ergibt.

Da die Untersuchung über das FTIR auf der Messung mittels Infrarotstrahlen basiert, konnten auch nur die Gase gemessen werden, die infrarot-aktiv sind. Neben geringen Mengen an  $\text{H}_2\text{O}$  wird größtenteils nur  $\text{CO}_2$  über den Temperaturverlauf absorbiert. Bei oxidierenden Bedingungen muss für die Gram-Schmidt-Kurve der Einfluss des  $\text{CO}_2$ -Gehalts der Luft berücksichtigt werden, da dieser miterfasst wird.

### **Ergebnisse für reduzierende Bedingungen**

Bei den Ergebnissen der TG und DTA bzw. DSC (siehe Abbildung 28, 32, 36, 40 und 44) unter Argon können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

Die TG-Kurven zeigen bei allen Proben zu Messbeginn erneut einen ausgeprägten bis leichten Auftriebseffekt, der jedoch in diesem Temperaturbereich vernachlässigt werden kann. Auffällig ist, dass die DTA- bzw. DSC-Kurve über den gesamten Temperaturverlauf für jede Probe nur in die endotherme Richtung zeigt.

Bei der Gesamtbetrachtung des Massenverlustes ist dieser für die Probe N82 auch unter reduzierenden Bedingungen am größten. Über einen Temperaturverlauf von ca. 30 – 1.300 °C sinkt die Masse der Probe N82 von ca. 100 % auf 67 % ab, für die Proben K29, ST30 und ST32 von ca. 100 % auf rund 80 % und für die Probe Poschacher von ca. 100 % auf 92 %. Diese Massenverluste unterscheiden sich kaum von denen, die unter oxidierenden Bedingungen gemessen wurden. Auffallend ist, dass die TG-Kurve für die Proben sowohl unter oxidierenden wie auch reduzierenden Bedingungen einen ähnlichen Verlauf über der Temperatur hat.

Ein erster Massenverlust ist bei allen fünf Proben zwischen 30 – 200 °C erkennbar, wobei der Auftriebseffekt in diesem Temperaturbereich v.a. für die Probe K29, ST30 und Poschacher sehr groß ist. Für die Probe N82 und ST32 ergibt sich ein Massenverlust von ca. 2 – 3 %. Die Maxima der DSC- bzw. DTA-Signale im Temperaturbereich von 30 – 200 °C verhalten sich proportional zum Massenverlust. Somit liegt die Differenzspannung für die Probe N82 bei +0,5  $\mu\text{V}/\text{mg}$  und für die anderen Proben im Bereich von ungefähr +0,3  $\mu\text{V}/\text{mg}$ .

Im Temperaturbereich von 200 – 600 °C kann man einen weiteren beinahe linearen Massenverlust von ca. 3 % (Poschacher, K29) bis ungefähr 10 % (N82) erkennen. Die DTA- bzw. DSC-Kurve in dem Temperaturbereich von 200 – 400 °C weist für jede Probe ein Minimum auf und steigt danach wieder kontinuierlich.

Bei Temperaturen zwischen 600 – 800 °C kommt es zu den höchsten Massenabnahmen. Dabei betragen die Massenverluste der Probe K29 ungefähr 16 %, der Probe N82 ca. 14 % und der anderen Proben zwischen 2 – 6 %.

Beispielweise zeigt die Probe N82 einen Massenverlust von ca. 14 % in dem Temperaturbereich von 600 – 800 °C, v.a. jedoch ab 700 °C. Gleichzeitig ergibt das maximal gemessene DTA-Signal bei rund 750 °C einen Wert von ca. +0,95  $\mu\text{V}/\text{mg}$ . Das Signal der Gram-Schmidt-Kurve erreicht bei derselben Temperatur einen Messwert von  $5,2 \cdot 10^{-2}$  Absorptionen. Bei der Probe K29, bei der zwischen 600 – 800 °C ein Massenverlust von rund 16 % verzeichnet wurde, ergibt das maximal gemessene DSC-Signal bei ca. 750 °C einen Wert von rund +1,1  $\mu\text{V}/\text{mg}$  und die Gram-Schmidt-Kurve erreicht am selben Punkt ein Maximum von  $6,6 \cdot 10^{-2}$  Absorptionen. Die Probe Poschacher, ST30 und ST32 zeigen in dem Temperaturbereich einen wesentlich geringeren Massenverlust von lediglich ca. 2 – 5 %. Somit liegen auch die maximalen DSC-Signale in einem wesentlich geringeren Bereich. Folglich sind ebenfalls die gemessenen Absorptionen sehr niedrig.

In den 3D-Darstellungen des FTIR (siehe Abbildungen 29, 33, 37, 41 und 45) ist erkennbar, dass größtenteils neben kleinen Wasserpeaks wiederum nur CO<sub>2</sub> detektiert wurde. Aus diesem Grund kann die Gram-Schmidt-Kurve mehr oder weniger als CO<sub>2</sub>-Kurve betrachtet werden. Für die Probe ST30 (siehe Abbildung 29) und die Probe Poschacher (siehe Abbildung 45) ist in vielen Bereichen ein Rauschen sichtbar, da die CO<sub>2</sub>-Absorption so gering war. Folglich wurde im Gegensatz zu den anderen Proben ein kleinerer Skalierungsbereich gewählt.

Ab ca. 800 °C können keine großen Auffälligkeiten mehr erfasst werden. Einzig bei der Probe ST30 ist bei 1.200 °C noch ein kleiner Peak in der Gram-Schmidt-Kurve sichtbar. Es ist scheinbar zu einer weiteren CO<sub>2</sub>-Entweichung gekommen.

### 3.4.2.7 pH-abhängiges Elutionsverfahren

Die Eluatkonzentrationen (Kationen) der Reinstwassereluate sind in Tabelle 40 und die Eluatkonzentrationen (Anionen) der Reinstwassereluate in Tabelle 41 dargestellt. Die umweltrelevanten Elemente sind rot hervorgehoben.

Die Prüf- (PW) a und b und die Maßnahmenswellenwerte (MSW) a und b laut ÖNORM S 2088-1 (Gehalte im Eluat) sind den jeweiligen Parametern zugeordnet. Für die Werte von a und b gilt folgendes laut ÖNORM S 2088-1:

**PW oder MSW a** gilt für *„wasserrechtlich besonders geschützte oder wasserwirtschaftlich bedeutende Gebiete sowie Standorte mit geringem Schadstoff-Rückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone“* (ÖNORM S 2088-1)

**PW oder MSW b** gilt für *„übrige Standorte, an denen aufgrund der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse (...) die Möglichkeit eines Eintrages von Schadstoffen in das Grundwasser deutlich reduziert wird“* (ÖNORM S 2088-1)

Die Messergebnisse, welche die jeweiligen PW a überschreiten, sind rot hinterlegt. Bei dem Vergleich mit den PW und MSW der ÖNORM S 2088-1 müssen jedoch die Unterschiede in den Messverfahren beachtet werden. Außerdem sind die PW und MSW Gesamtgehalte im Eluat. Das hier verwendete IC- bzw. ICP-MS-Screening gibt nur semi-quantitative Information. Da jedoch alle generierten Messwerte der IC- und ICP-MS-Screenings in den jeweiligen Kalibrationsbereichen lagen, können die angeführten Eluatkonzentrationen als voll-quantitativ betrachtet werden.

Zusätzlich sind in der Abbildung 46 bis Abbildung 52 die Eluatkonzentrationen der Elemente Cr, Ni, Cu, Zn, As, Ba und Pb für alle Reinstwassereluat über der Behandlungstemperatur dargestellt.

Die Ergebnisse der pH-abhängigen Eluate liegen bis dato noch nicht vor.

In Tabelle 42 sind die pH-Werte, elektrischen Leitfähigkeiten, Redoxpotenziale und Cr(VI)-Werte für alle Reinstwassereluat abgebildet. Eine bildliche Darstellung des pH-Wertes über der Behandlungstemperatur zeigt Abbildung 53.

Tabelle 40: Ergebnisse des semi-quantitativen ICP-MS-Screenings der Reinstwassereluat.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30				Probe ST32				Probe N82			
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C
<b>Li</b>	mg/kg TM	0,0037	0,0031	0,36	0,3	0,014	0,026	0,82	0,6	0,10	0,14	1	0,82
<b>Be</b>	mg/kg TM	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
<b>Na</b>	mg/kg TM	38	54	33	38	27	23	36	70	8,9	40	84	97
<b>Mg</b>	mg/kg TM	110	98	12	0,38	27	50	140	0,45	48	110	110	0,29
<b>Al</b>	mg/kg TM	3,7	1,2	87	41	5,7	0,71	2,8	1,2	2,5	3	19	1
<b>Si</b>	mg/kg TM	45	62	9,4	29	99	110	27	17	65	100	9,2	15
<b>P</b>	mg/kg TM	16	7,9	0,065	0,17	23	46	4	< 0,0010	0,44	8,7	0,9	< 0,0010
<b>K</b>	mg/kg TM	170	110	76	130	21	31	70	230	95	120	180	240
<b>Ca</b>	mg/kg TM	610	960	1310	2980	360	1560	2030	7720	580	1550	2430	9010
<b>Ti</b>	mg/kg TM	0,11	0,06	0,0012	0,0085	0,077	0,091	0,011	< 0,0010	0,17	0,1	0,0051	0,0014
<b>V</b>	mg/kg TM	0,052	0,029	0,49	0,12	0,015	0,018	0,006	< 0,0010	0,024	0,036	0,075	< 0,0010
<b>Cr</b>	mg/kg TM	0,056	0,17	140	12	0,0099	0,0094	0,66	0,021	0,012	0,051	1,4	0,41
<b>Mn</b>	mg/kg TM	0,5	2,1	0,0035	0,033	1	0,73	0,27	0,0025	0,083	11	0,03	0,0037
<b>Fe</b>	mg/kg TM	5,7	1,5	0,078	0,41	7,6	1,7	0,18	0,2	6,3	3,2	0,21	0,25
<b>Co</b>	mg/kg TM	0,0075	0,011	0,0037	0,0091	0,007	0,009	0,018	0,023	0,004	0,069	0,0067	0,028

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30				Probe ST32				Probe N82			
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C
<b>Ni</b>	mg/kg TM	0,049	0,061	0,037	0,09	0,031	0,071	0,13	0,24	0,048	0,19	0,075	0,28
<b>Cu</b>	mg/kg TM	0,15	0,54	< 0,0010	0,013	0,46	0,79	0,15	< 0,0010	4	44	0,56	0,45
<b>Zn</b>	mg/kg TM	0,29	0,13	< 0,010	< 0,010	2,2	1,8	0,15	1,1	1	3,5	0,01	0,069
<b>As</b>	mg/kg TM	0,029	0,033	0,028	< 0,010	0,035	0,061	0,06	< 0,010	0,17	0,38	0,62	< 0,010
<b>Se</b>	mg/kg TM	< 0,010	0,014	0,15	0,03	< 0,010	0,025	0,16	0,1	0,91	0,53	6,4	1,4
<b>Sr</b>	mg/kg TM	1,8	2,3	2,8	7,6	1,1	1,7	6,7	33	2,3	5,7	12	94
<b>Mo</b>	mg/kg TM	0,05	0,064	0,62	0,3	0,01	0,048	0,13	0,0066	0,036	0,081	0,53	0,018
<b>Pd</b>	mg/kg TM	0,0023	0,0026	0,0029	0,0088	0,0013	0,0019	0,0067	0,037	0,0026	0,0079	0,012	0,11
<b>Ag</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	0,0053	< 0,0010	0,002	< 0,0010	0,14	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010
<b>Cd</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	0,0013	< 0,0010	0,0098	0,0095	0,0031	< 0,0010	0,0055	0,018	0,0019	< 0,0010
<b>Sn</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	0,049	0,042	0,0018	< 0,0010
<b>Sb</b>	mg/kg TM	0,011	0,03	0,038	< 0,0010	0,046	0,11	0,099	< 0,0010	0,27	0,68	0,79	0,0035
<b>Te</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010
<b>Ba</b>	mg/kg TM	0,29	0,55	0,21	0,52	1,3	0,86	1,1	28	1,6	3,2	1,6	31
<b>W</b>	mg/kg TM	0,0062	0,0078	0,15	0,032	< 0,0010	0,0018	0,0037	< 0,0010	0,0064	0,015	0,16	0,0067
<b>Tl</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	0,013	0,0044	0,0053
<b>Pb</b>	mg/kg TM	0,016	0,0042	0,0025	0,015	5,1	0,82	0,34	5,2	1,2	1,4	0,081	81

Chemische Komponente	Einheit	Probe K29				Probe Poschacher				PW laut ÖNORM S 2088-1		MSW laut ÖNORM S 2088-1	
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	a	b	a	b
<b>Li</b>	mg/kg TM	0,009	0,015	0,41	1	0,0058	0,0058	0,13	0,1	-	-	-	-
<b>Be</b>	mg/kg TM	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	-	-	-	-
<b>Na</b>	mg/kg TM	29	35	23	61	20	20	12	14	-	-	-	-
<b>Mg</b>	mg/kg TM	36	56	32	0,26	96	150	89	1,3	-	-	-	-
<b>Al</b>	mg/kg TM	5,3	0,63	55	3,4	8,6	1,5	9,7	110	5	20	-	-
<b>Si</b>	mg/kg TM	31	33	8,3	10	42	61	20	50	-	-	-	-
<b>P</b>	mg/kg TM	2,3	1,4	2,5	0,044	1,2	8,7	7,2	< 0,0010	-	-	-	-
<b>K</b>	mg/kg TM	29	15	48	160	32	28	23	69	-	-	-	-
<b>Ca</b>	mg/kg TM	340	640	1130	8880	210	570	440	1200	-	-	-	-
<b>Ti</b>	mg/kg TM	0,11	0,016	0,014	0,0021	0,37	0,069	0,029	0,017	-	-	-	-
<b>V</b>	mg/kg TM	0,035	0,013	0,15	0,005	0,038	0,034	0,15	0,57	-	-	-	-
<b>Cr</b>	mg/kg TM	0,017	0,007	0,71	0,12	0,016	0,03	3,2	5	0,5	1	5	10
<b>Mn</b>	mg/kg TM	0,39	4,5	0,057	0,0084	0,27	5,2	0,033	0,049	5	10	-	-
<b>Fe</b>	mg/kg TM	9,7	0,7	0,68	0,32	8,8	2,3	0,53	0,33	10	20	-	-
<b>Co</b>	mg/kg TM	0,0078	0,023	0,032	0,028	0,0058	0,034	0,0092	0,013	-	-	-	-

Chemische Komponente	Einheit	Probe K29				Probe Poschacher				PW laut ÖNORM S 2088-1		MSW laut ÖNORM S 2088-1	
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	a	b	a	b
<b>Ni</b>	mg/kg TM	0,03	0,11	0,19	0,28	0,09	0,32	0,36	0,071	1	1	5	5
<b>Cu</b>	mg/kg TM	0,034	0,14	0,044	< 0,0010	0,046	0,24	0,012	0,018	1	5	10	10
<b>Zn</b>	mg/kg TM	0,053	0,048	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,039	< 0,010	5,9	10	30	-	-
<b>As</b>	mg/kg TM	0,33	0,26	1,1	< 0,010	0,035	0,067	0,22	0,021	0,1	0,5	1	1
<b>Se</b>	mg/kg TM	< 0,010	0,012	0,039	0,023	< 0,010	0,021	0,03	0,1	-	-	-	-
<b>Sr</b>	mg/kg TM	0,42	0,89	1,5	84	0,58	1,4	1	1,9	-	-	-	-
<b>Mo</b>	mg/kg TM	0,016	0,04	0,34	0,032	0,06	0,1	0,26	0,42	-	-	-	-
<b>Pd</b>	mg/kg TM	< 0,0010	0,0016	0,002	0,098	< 0,0010	0,0017	0,0013	0,0021	-	-	-	-
<b>Ag</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	0,011	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	0,021	< 0,0010	-	-	-	-
<b>Cd</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	0,001	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	0,002	0,05	0,05	0,5	0,5
<b>Sn</b>	mg/kg TM	< 0,0010	0,011	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	0,0014	< 0,0010	< 0,0010	-	-	-	-
<b>Sb</b>	mg/kg TM	0,0015	0,014	0,082	< 0,0010	0,007	0,026	0,042	0,0055	-	-	-	-
<b>Te</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	-	-	-	-
<b>Ba</b>	mg/kg TM	0,16	0,26	0,28	6,7	0,27	0,56	0,21	0,28	-	-	-	-
<b>W</b>	mg/kg TM	0,0033	0,0099	0,065	0,0025	0,0057	0,0066	0,037	0,064	-	-	-	-
<b>Tl</b>	mg/kg TM	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	0,0016	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	-	-	-	-
<b>Pb</b>	mg/kg TM	0,41	0,073	0,081	9,3	0,012	0,0034	0,005	0,028	0,1	0,5	1	1

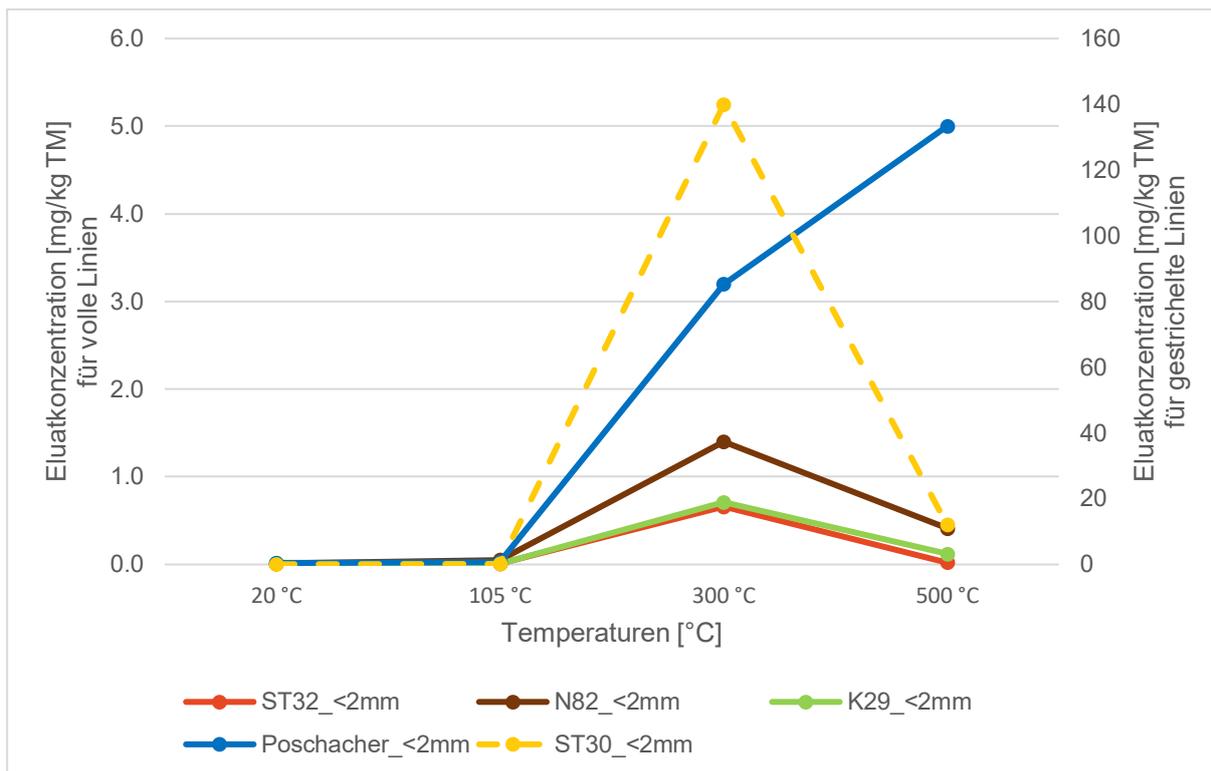


Abbildung 46: Cr-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

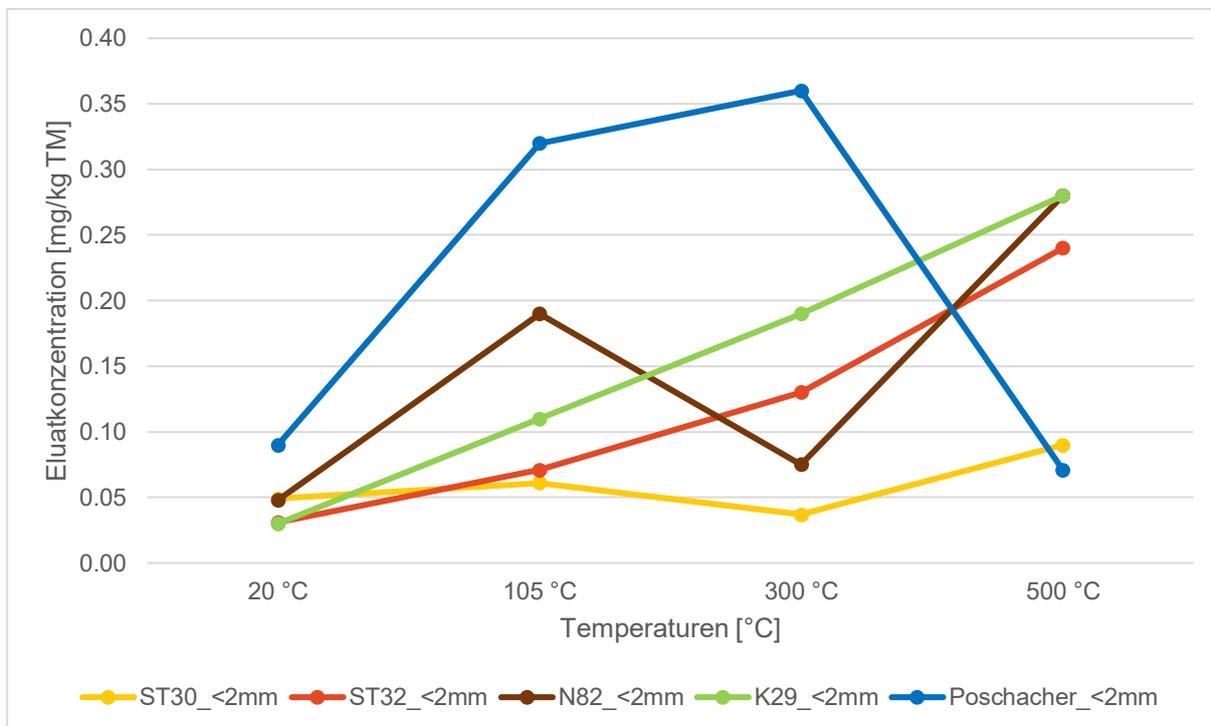


Abbildung 47: Ni-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

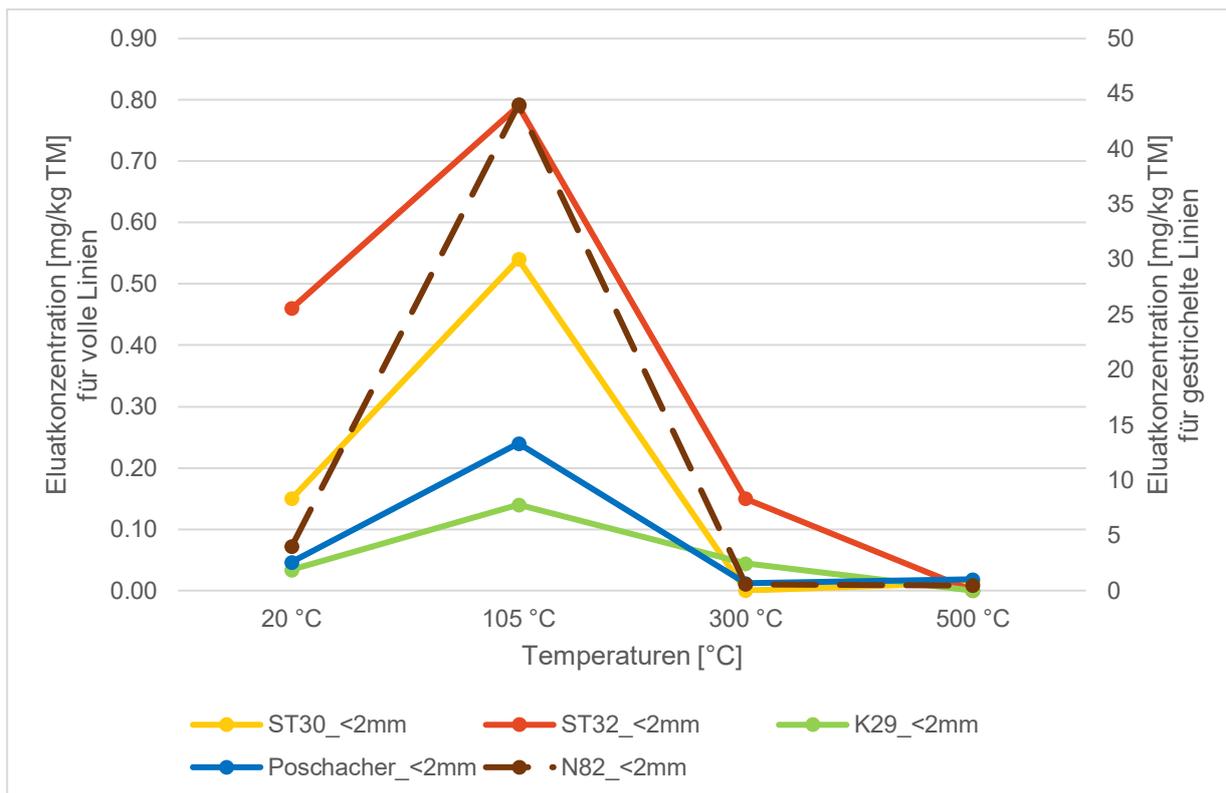


Abbildung 48: Cu-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

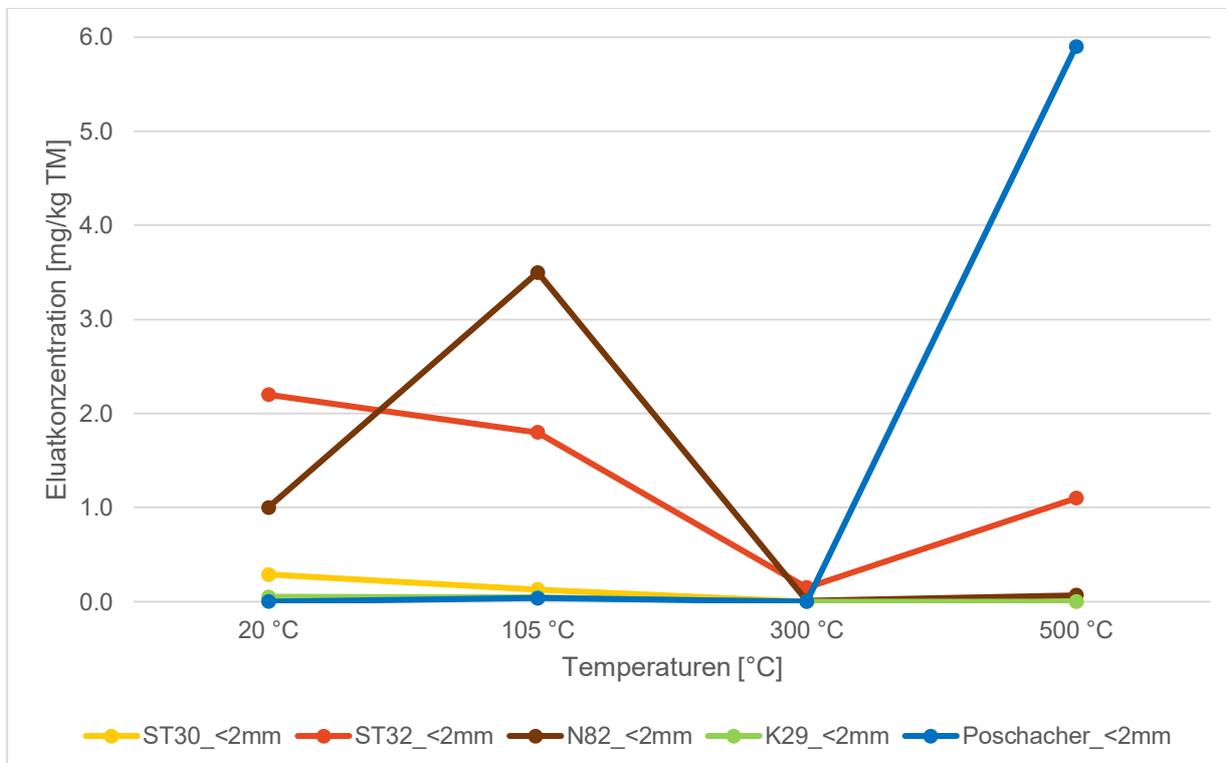


Abbildung 49: Zn-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

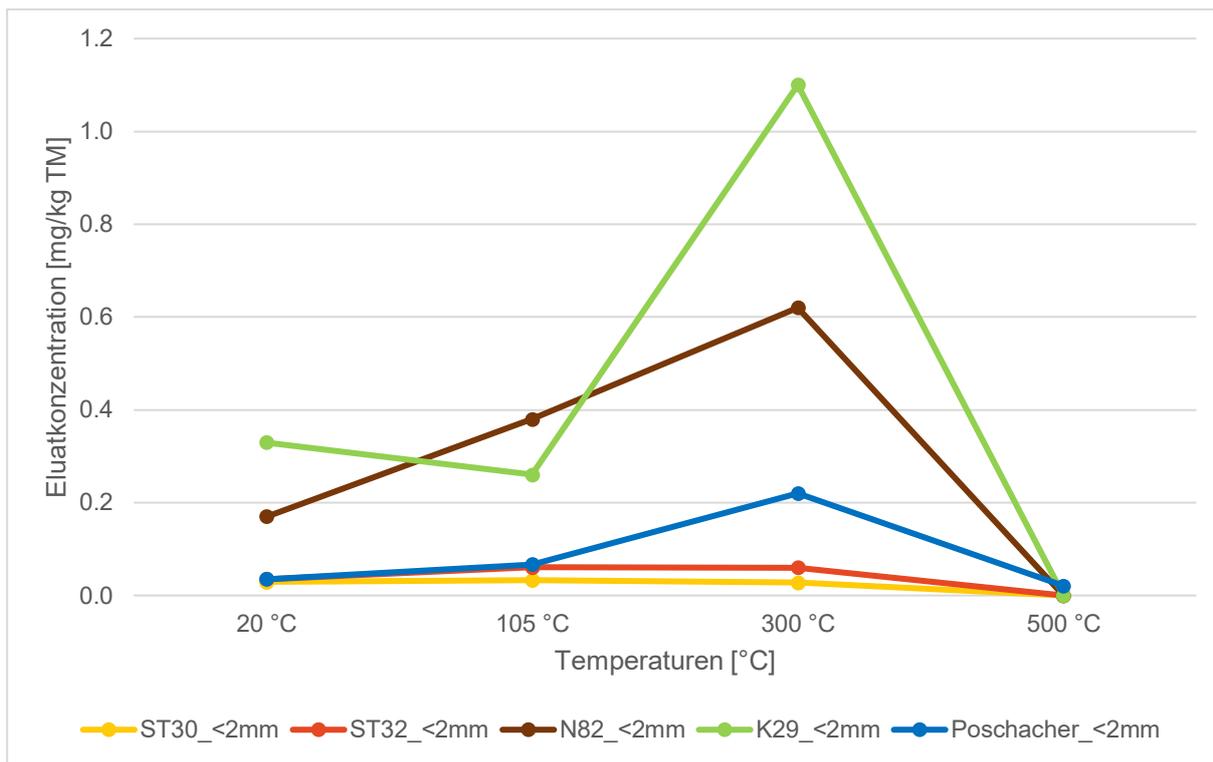


Abbildung 50: As-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

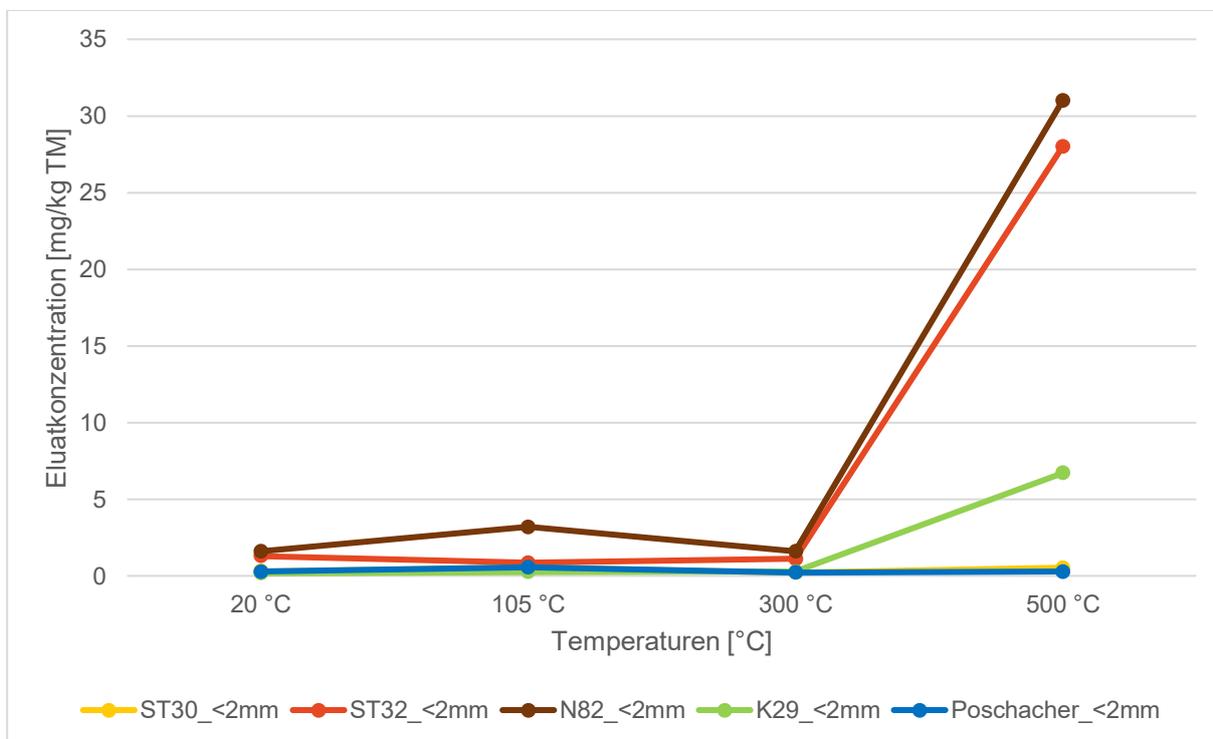


Abbildung 51: Ba-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

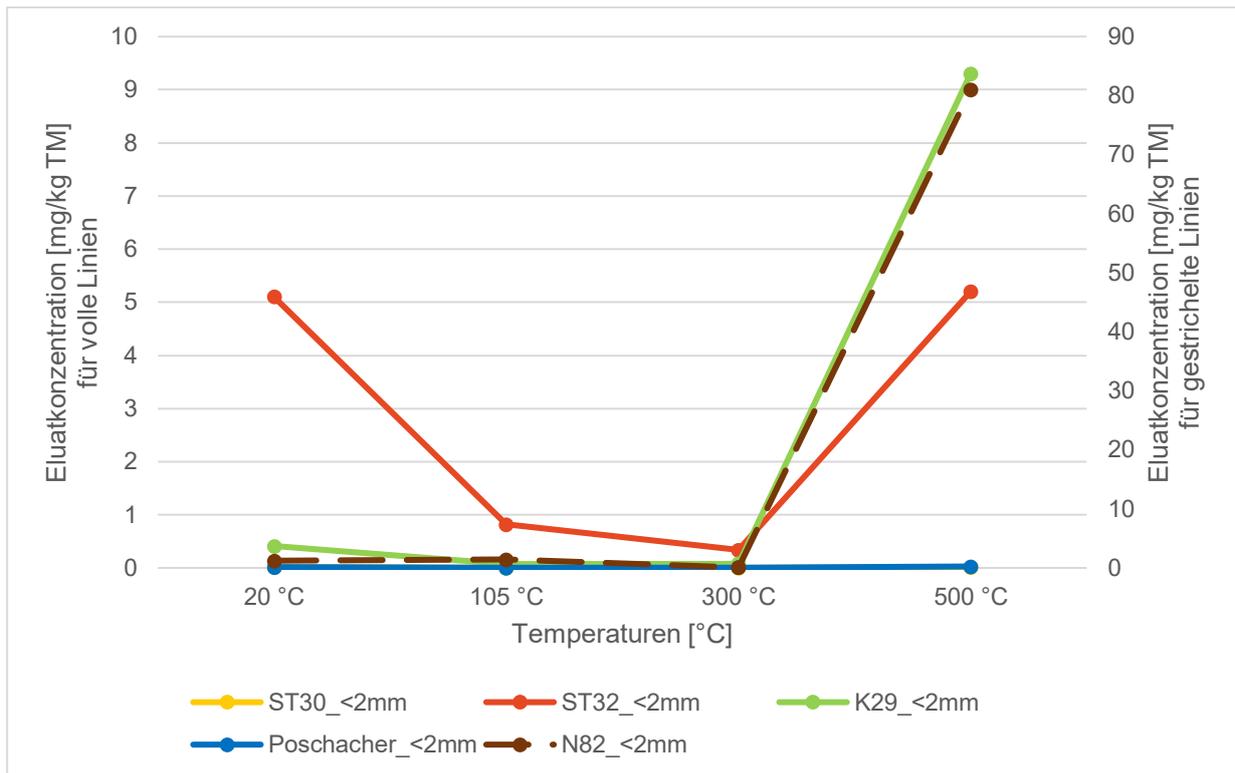


Abbildung 52: Pb-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden.

Tabelle 41: Ergebnisse des semi-quantitativen IC-Screenings der Reinstwassereluat.

Chemische Komponente	Einheit	Probe ST30				Probe ST32				Probe N82			
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C
F	mg/kg TM	1,2	0,79	23	16	0,74	0,69	3,8	12	1,9	57	24	12
Cl	mg/kg TM	16	15	100	43	7,2	5,7	22	35	12	16	96	83
SO <sub>4</sub>	mg/kg TM	220	200	2500	47	120	140	4710	98	210	450	6030	65
PO <sub>4</sub>	mg/kg TM	12	17	9,7	18	56	92	17	7,1	17	23	8,0	5,6

Chemische Komponente	Einheit	Probe K29				Probe Poschacher				PW laut ÖNORM S 2088-1	
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	a <sup>1</sup>	b <sup>2</sup>
F	mg/kg TM	0,51	0,57	15	8,9	4,6	2,5	13	12	20	50
Cl	mg/kg TM	12	9,9	23	30	15	20	20	5,4	2000	2000
SO <sub>4</sub>	mg/kg TM	18	37	120	49	81	120	760	610	2500	2500
PO <sub>4</sub>	mg/kg TM	42	32	20	9,8	15	15	23	8,0	-	-

Tabelle 42: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotenzial und Cr(VI) der Reinstwassereluate.

Parameter	Einheit	Probe ST30				Probe ST32				Probe N82			
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C
<b>pH-Wert</b> (im Eluat)	-	7,9 (22,5 °C)	7,1 (22,0 °C)	10,1 (22,0 °C)	11,5 (23,2 °C)	7,6 (22,1 °C)	7,2 (23,4 °C)	8,4 (23,2 °C)	12,4 (23,5 °C)	7,7 (24,2 °C)	7,0 (24,0 °C)	9,2 (22,0 °C)	12,6 (23,3 °C)
<b>Elektrische Leitfähigkeit</b> (im Eluat)	mS/cm	0,372 (22,2 °C)	0,531 (21,4 °C)	0,697 (21,3 °C)	3,27 (23,2 °C)	0,224 (21,2 °C)	0,333 (22,6 °C)	1,03 (23,1 °C)	7,80 (23,2 °C)	0,362 (23,9 °C)	0,820 (24,0 °C)	1,25 (21,2 °C)	8,75 (23,4 °C)
<b>Redoxpotenzial*</b> (im Eluat)	mV	410 (25,0 °C)	430 (22,0 °C)	360 (22,0 °C)	330 (23,2 °C)	400 (22,1 °C)	620 (23,4 °C)	540 (23,4 °C)	190 (23,4 °C)	380 (24,5 °C)	370 (24,2 °C)	380 (22,0 °C)	270 (23,3 °C)
<b>Cr(VI)</b>	mg/kg TM	<0,5	2,0	5,2	6,0	-	-	-	-	-	-	-	-

Parameter	Einheit	Probe K29				Probe Poschacher				PW laut ÖNORM S 2088-1	
		20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	20 °C	105 °C	300 °C	500 °C	a	b
<b>pH-Wert<sup>†</sup></b> (im Eluat)	-	7,2 (24,7 °C)	7,3 (24,3 °C)	9,4 (24,6 °C)	12,4 (24,7 °C)	8,0 (24,1 °C)	7,1 (24,1 °C)	8,2 (21,9 °C)	11,6 (23,3 °C)	< 6 bzw. > 11	< 6 bzw. > 11
<b>Elektrische Leitfähigkeit<sup>††</sup></b> (im Eluat)	mS/cm	0,184 (24,3 °C)	0,312 (24,4 °C)	0,432 (24,5 °C)	8,86 (24,4 °C)	0,206 (23,7 °C)	0,386 (24,1 °C)	0,333 (21,3 °C)	1,16 (23,4 °C)	1,50	2,50
<b>Redoxpotenzial<sup>*</sup></b> (im Eluat)	mV	390 (24,2 °C)	390 (24,4 °C)	270 (24,5 °C)	170 (24,5 °C)	360 (24,5 °C)	450 (24,1 °C)	390 (21,9 °C)	200 (23,3 °C)	-	-
<b>Cr(VI)</b>	mg/kg TM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<sup>†</sup> Temperatur der Probe (T in °C) zum Zeitpunkt der Messung. Korrektur mit einer Temperaturkompensationseinrichtung.

<sup>††</sup> Temperatur der Probe (T in °C) zum Zeitpunkt der Messung.

<sup>\*</sup> Temperatur der Probe (T in °C) zum Zeitpunkt der Messung. Bezogen auf Normal-Wasserstoffelektrode.

PW laut ÖNORM S 2088-1 ... Prüfwert laut ÖNORM S 2088-1.

MSW laut ÖNORM S 2088-1 ... Maßnahmenschwellenwert laut ÖNORM S 2088-1.

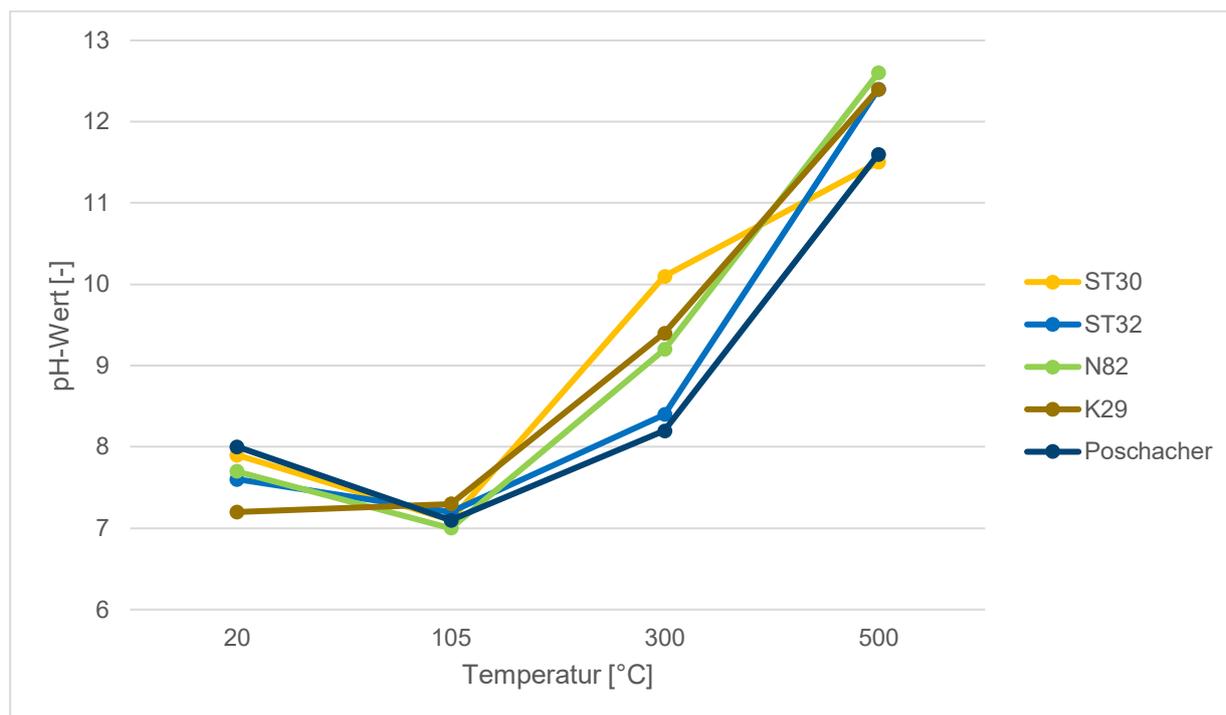


Abbildung 53: pH-Verlauf in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur.

Die Probe ST30 zeigt für den Parameter Cr eine höhere Mobilität bei höheren Temperaturen (siehe Tabelle 40 und Abbildung 46). Demnach liegen die Eluatgehalte für Cr bei 20 °C (pH-Wert von 7,9) bei 0,056 mg/kg TM, für 105 °C (pH-Wert von 7,1) bei 0,17 mg/kg TM und bei 300 °C (pH-Wert von 10,1) bereits bei 140 mg/kg TM und sinken bei 500 °C (pH-Wert von 11,5) wieder auf einen Wert von 12 mg/kg TM. Folglich ergeben sich für die Eluatgehalte der bei 300 °C bzw. 500 °C thermisch behandelten Proben eine 280-fache bzw. 24-fache Überschreitung des PW a laut ÖNORM S 2088-1.

Betrachtet man parallel die Entwicklung des pH-Wertes über der Temperatur für die Probe ST30, fällt auf, dass dieser zuerst zwischen 20 °C und 105 °C leicht abfällt und dann mit der Temperatur kontinuierlich ansteigt (siehe Tabelle 42 und Abbildung 53), wobei dieser Trend für jede Probe gilt. Mit zunehmender Behandlungstemperatur steigt die Auslaugung von Ca aus den resultierenden Proben, was darauf zurückzuführen ist, dass schwer löslicher Calcit durch die thermische Behandlung in Freikalk umgewandelt wird. Die Auflösung des Freikalk liefert einen höheren pH-Wert im Eluat als die Auflösung des Calcits.

In Tabelle 42 ist am Verlauf des Cr(VI)-Gehaltes sichtbar, dass dieser mit steigender Temperatur zunimmt. Bei der Probe bei 20 °C bzw. 105 °C werden niedrigere Konzentrationen von < 0,5 mg/kg TM bzw. 2,0 mg/kg TM nachgewiesen. Bei 300 °C, wo die höchste Cr-Mobilität feststellbar ist, liegen insgesamt 5,2 mg/kg TM vor, was einem prozentualen Anteil der Gesamteluatkonzentration von 3,7 % entspricht. Für die Probe von 500 °C ist eine geringere Eluatkonzentration von 12 mg/kg TM festgestellt worden, wobei davon aber 50 %

die Spezies Cr(VI) ausmacht. Obwohl die Eluatkonzentration für  $Cr_{ges}$  zwischen 300 °C und 500 °C gesunken ist, ergeben sich für 500 °C verhältnismäßig höhere Cr(VI)-Gehalte.

Die Cr-Mobilität der Probe N82 bzw. K29 bzw. ST32 ist auch jeweils bei 300 °C bei pH-Werten von 9,2 bzw. 9,4 bzw. 8,4 am höchsten, mit Ausnahme von der Probe Poschacher, die die höchste Cr-Konzentration bei 500 °C (pH-Wert von 11,6) aufweist (siehe Abbildung 46). Zwischen 20 – 105 °C, wo die pH-Werte in einem Bereich von 7,0 – 8,0 liegen, werden die geringsten Cr-Konzentrationen in den Proben N82, K29, ST32 und Poschacher nachgewiesen.

In Abbildung 48 ist der Verlauf der Cu-Konzentration sichtbar. Dabei liegt Cu in allen Proben bei höheren Temperaturen in geringeren Konzentrationen vor, wurde also durch die alkalischen pH-Werte, die sich bei höheren Temperaturen eingestellt haben, sichtbar stärker immobilisiert. Die höchste Mobilität für Cu ergibt sich bei dem jeweils niedrigsten pH-Wert, der sich in jeder Probe bei 105 °C eingestellt hat. Für Zn hingegen (siehe Abbildung 49) liegen die Eluatkonzentrationen beispielsweise in der Probe N82 bei 105 °C (pH-Wert von 7,0) am höchsten bzw. bei 500 °C (pH-Wert von 12,6) am niedrigsten, für die ST32 bei 20 °C (pH-Wert von 7,6) am höchsten bzw. bei 300 °C (pH-Wert von 8,4) am niedrigsten und für die Probe Poschacher bei 500 °C (pH-Wert von 11,6) am höchsten bzw. bei 20 °C (pH-Wert von 8,0) am niedrigsten. Auffallend ist, dass v.a. bei 300 °C in allen Proben die niedrigste Zn-Mobilität beobachtet wird.

Nickel (siehe Abbildung 47) zeigt eher einen probenabhängigen Zusammenhang. Für die Probe K29 und ST32 steigt die Mobilität von Ni mit der Temperatur und dem pH-Wert. Die Probe ST30 und N82 hingegen zeigen bei 105 °C bei einem pH-Wert von ca. 7,0 eine Steigerung der Mobilität, gefolgt von einer Senkung bei 300 °C, wobei der pH-Wert der Probe ST30 bei 10,1 und der der Probe N82 bei 9,2 liegt. Bei 500 °C erreicht die Mobilität von Ni bei pH-Werten von 11,5 (Probe ST30) und 12,6 (Probe N82) den Höhepunkt. Die Probe Poschacher verhält sich im Gegensatz zu den vier anderen Bodenproben komplett anders. Bei 20 °C und einem pH-Wert von 8,0 bzw. bei 500 °C und einem pH-Wert von 11,6 liegen die gemessenen Eluatkonzentrationen für Ni am niedrigsten. Die höchste Mobilität stellt sich bei 300 °C (pH-Wert von 8,2) ein. Ein konkreter Zusammenhang zwischen einer Erhöhung der Mobilität und dem pH-Wert bzw. der Temperatur lässt sich hier nicht erkennen.

Für As ist wiederum ein eindeutiger Trend erkennbar. Im Temperaturbereich zwischen 20 – 105 °C liegt As jeweils eher in geringen Konzentrationen vor. Bei 300 °C steigt diese in allen Proben auf ein Maximum. Die pH-Werte bei dieser Temperatur liegen für die Probe ST30 bei 10,1, für die Probe K29 bei 9,4, für die Probe N82 bei 9,2, für die Probe ST32 bei 8,4 und für die Probe Poschacher bei 8,2. In dem Temperaturbereich von 500 °C bei sehr alkalischen pH-Werten sinkt die Mobilität von As schlagartig ab.

Für Ba zeigt sich ein Verhalten in Richtung höhere Mobilität bei alkalischen pH-Werten und höheren Temperaturen (siehe Abbildung 51). Bei 500 °C mit einem pH-Wert von 12,4 wird für die Probe ST32 in Summe 28 mg/kg Ba gemessen (siehe Tabelle 40). Auch für die N82

werden sehr hohe Messwerte von 31 mg/kg Ba in diesem Temperaturbereich (pH-Wert von 12,6) aufgezeichnet.

In Abbildung 52 ist auch für Pb der Konzentrationsverlauf über der Temperatur dargestellt. Die Probe Poschacher und ST30 zeigen über den gesamten Temperaturbereich sehr niedrige Eluatkonzentrationen für Pb. Die Werte in der Probe ST32 zeigen bei 20 °C (pH-Wert von 7,6) und 500 °C (pH-Wert von 12,4) mit ungefähr 5 mg/kg TM eine sehr hohe Mobilität (siehe Tabelle 40). Bei pH-Werten von 7,2 bei 105 °C und 8,4 bei 300 °C liegen die Werte nur sehr niedrig. Für die Probe N82 und K29 ergeben sich im Temperaturbereich von 20 – 300 °C nur sehr geringe Eluatkonzentrationen. Für Temperaturen von 500 °C hingegen ist ein enormer Anstieg der Pb-Mobilität erkennbar. Bei einem pH-Wert von 12,6 (Probe N82) bzw. 12,4 (Probe K29) liegt die Eluatkonzentration bei 81 mg/kg TM bzw. 9,3 mg/kg TM.

Zusammenfassend ergeben sich für die Schwermetallkationen folgende Trends: Cr zeigt bei vier von den fünf Proben eine höhere Mobilität bei einer Temperatur von 300 °C in einem pH-Wert-Bereich von 8,4 – 10,1. Für Cu sinkt die Mobilität bei höheren Temperaturen (300 – 500 °C) und ergibt bei 105 °C, wo sich für alle Proben der niedrigste pH-Wert eingestellt, die höchste Mobilität. Zn zeigt bei jeder Probe die geringste Mobilität bei 300 °C und pH-Werten von 8,2 – 10,1. Im unteren (bei 20 °C und 105 °C) und oberen (bei 500 °C) Temperaturbereich wird Zn sichtbar mobiler, wobei für die Probe Poschacher bei 500 °C bei einem pH-Wert von 11,6 die höchste Mobilität feststellbar ist und für die Probe N82 bzw. ST32 eher im vorderen Temperaturbereich bei pH-Werten von 7,7 bzw. 7,6. Für As stellt sich für alle Proben die höchste Mobilität bei 300 °C (pH-Bereich von 8,2 – 10,1) und die niedrigste Mobilität bei 500 °C (pH-Bereich von 11,5 – 12,6) ein. Bei Ba ist ein Verhalten in Richtung höhere Mobilität bei alkalischen pH-Werten und höheren Temperaturen sichtbar. Schlussendlich zeigt der pH- und temperaturabhängige Verlauf der Pb-Konzentration für alle Proben eine höhere Mobilität von Pb bei 20 °C (pH-Bereich von 7,2 – 8,0) und ein Mobilitätsmaximum bei 500 °C (pH-Bereich von 11,5 – 12,6). Zwischen 105 – 300 °C (pH-Bereich von 7,1 – 10,1) ist Pb am geringsten mobil.

Bei den Messergebnissen aus Tabelle 41 ist für die Probe ST30, ST32 und N82 sichtbar, dass bei einer Behandlungstemperatur von 300 °C jeweils der gemessene Sulfatgehalt weit über dem PW a der ÖNORM S-2088-1 von 2.500 mg/kg TM liegt. Für die Probe N82 und ST30 sind zusätzlich ein bis zwei Fluorid-Werte erhöht.

In Tabelle 42 sind zusätzlich die pH-Werte, die Redoxpotenziale und die elektrischen Leitfähigkeiten für die Reinstwassereluate angeführt. Im Vergleich zum PW a laut ÖNORM S 2088-1 liegen alle Proben bei 500 °C oberhalb des Grenzwertes für den pH-Wert. Für die elektrische Leitfähigkeit ergibt sich eine deutliche Überschreitung des PW a laut ÖNORM S 2088-1 für die Proben ST30, ST32, N82 und K29 bei 500 °C.

Sowohl die pH-Werte als auch die elektrischen Leitfähigkeiten liegen bei dem Großteil der Proben sehr hoch. Es ist erkennbar, dass je höher der pH-Wert ist, desto höher fällt die elektrische Leitfähigkeit aus.

In Abbildung 53 ist der pH-Verlauf über der Temperatur dargestellt. Der pH-Wert sinkt zu Beginn zwischen 20 °C und 105 °C und steigt ab 105 °C kontinuierlich an, was auf eine sehr hohe Konzentration von Ca zurückzuführen ist (siehe Tabelle 40). Über die Temperatur hat sich Ca sichtlich in jeder Probe angereichert, was die hohen pH-Werte und Leitfähigkeiten im oberen Temperaturbereich erklären.

### **3.4.3 Mineralogische Analysen**

#### **3.4.3.1 Röntgendiffraktometrie (XRD)**

Die Röntgendiffraktogramme in Abhängigkeit von der Temperatur werden in Abbildung 54 bis Abbildung 58 dargestellt.

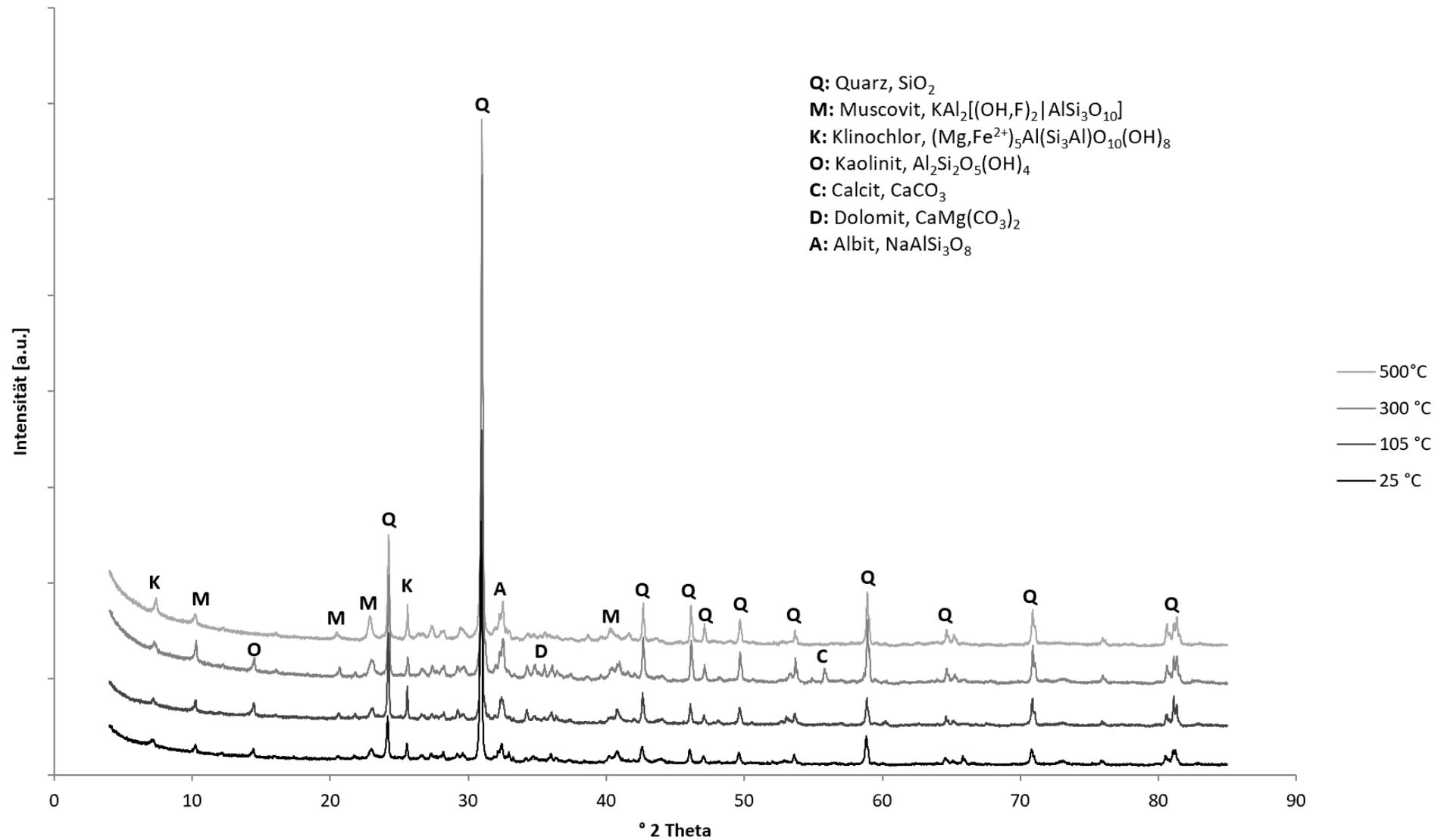


Abbildung 54: Röntgendiffraktogramme der Probe ST30\_ < 2mm in Abhängigkeit der Temperatur.

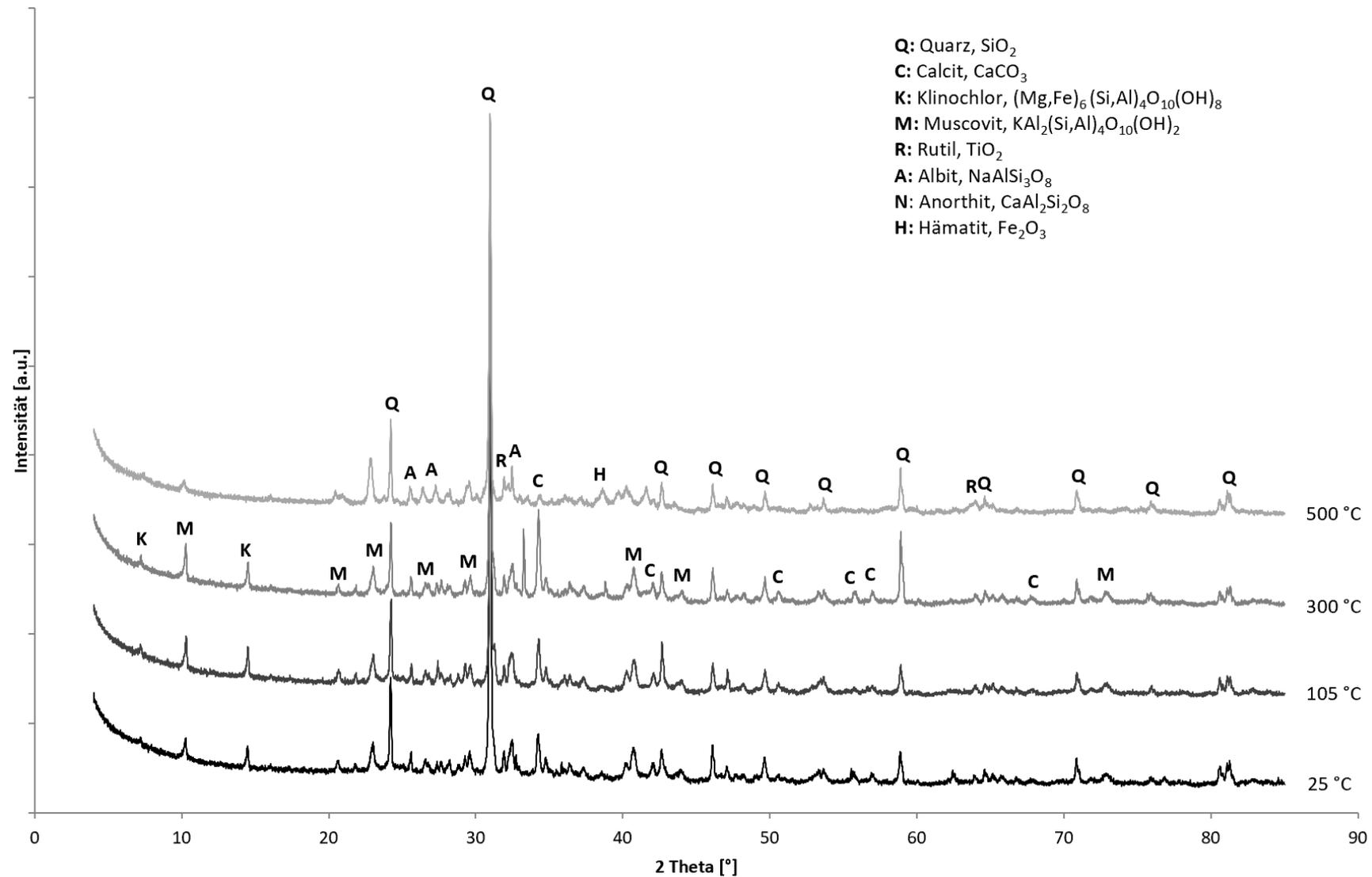


Abbildung 55: Röntgendiffraktogramme der Probe ST32\_&lt;2mm in Abhängigkeit der Temperatur.

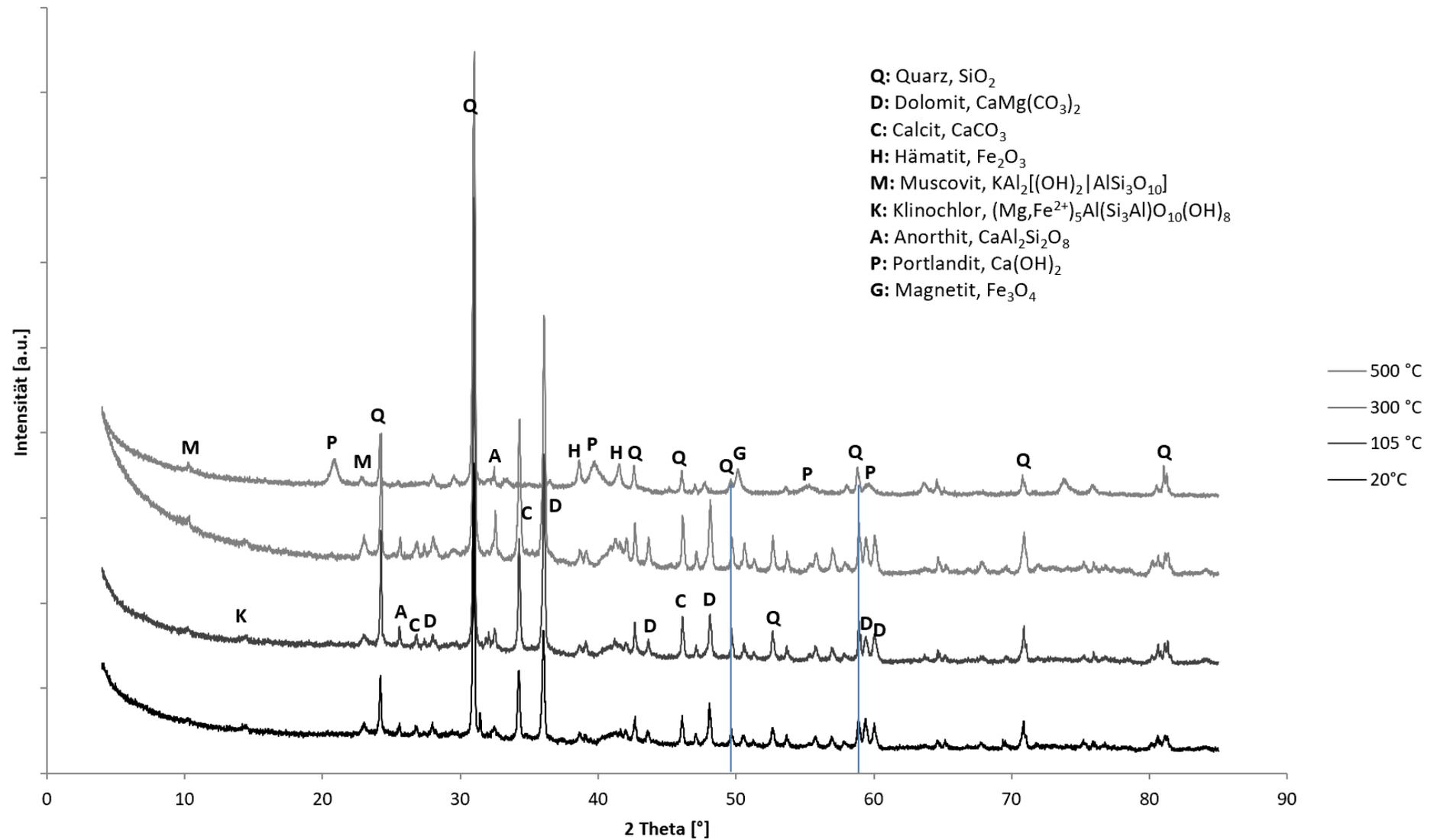


Abbildung 56: Röntgendiffraktogramme der Probe N82\_<2mm in Abhängigkeit der Temperatur.

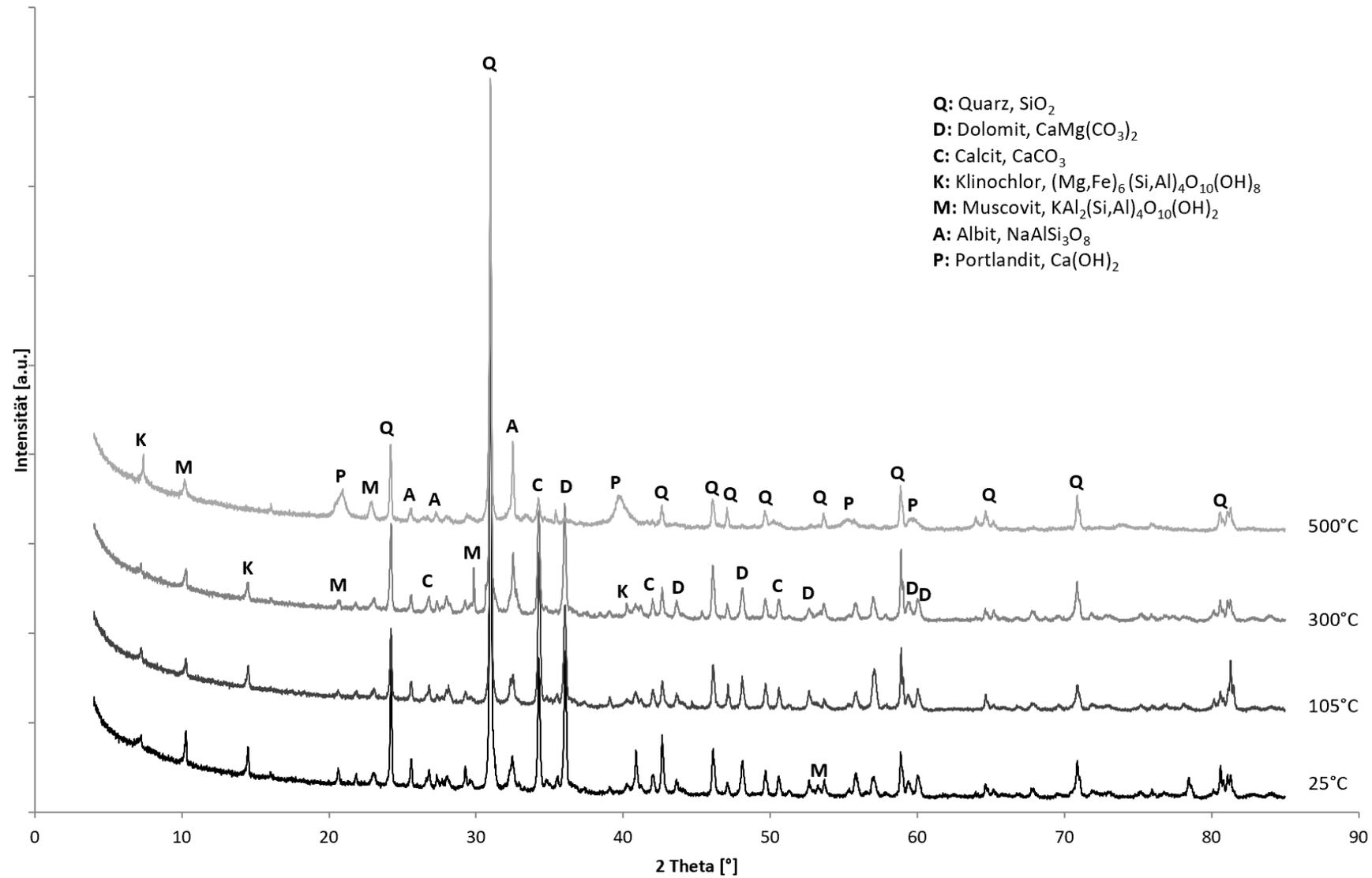


Abbildung 57: Röntgendiffraktogramme der Probe K29\_<2mm in Abhängigkeit der Temperatur.

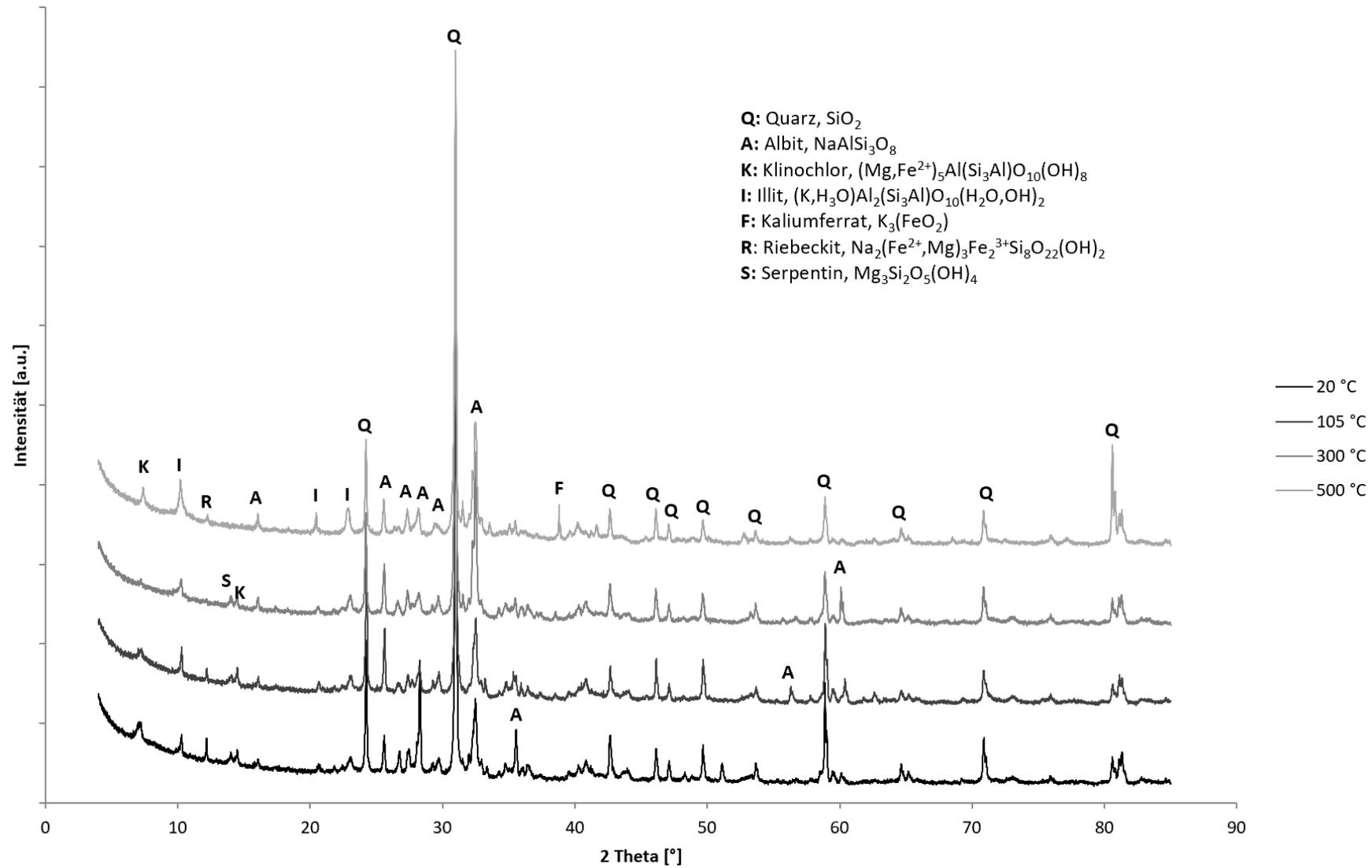


Abbildung 58: Röntgendiffraktogramme der Probe Poschacher\_<2mm in Abhängigkeit der Temperatur.

Bei Auswertung der Röntgendiffraktogramme (Abbildung 54 bis Abbildung 58) zeigt sich, dass Quarz ( $\text{SiO}_2$ ) in allen fünf Proben ST30, ST32, N82, K29 und Poschacher die Hauptphase darstellt, gefolgt von anderen gesteinsbildenden Mineralen wie Schichtsilikaten (ST30, ST32), den Karbonaten Calcit ( $\text{CaCO}_3$ ) und Dolomit ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) (N82, K29) und Feldspäten (ST32, Poschacher).

In der Probe ST30 (siehe Abbildung 54) kommt es oberhalb von 300 °C zur Zersetzung von Kaolinit ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ) und Dolomit ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ). Bei 300 °C tritt im Röntgendiffraktogramm erstmals Calcit ( $\text{CaCO}_3$ ) auf, wird bei 500 °C jedoch nicht mehr detektiert. Oberhalb von 500 °C kommen neben vielen Quarzphasen auch noch teilweise Muscovit ( $\text{KAl}_2[(\text{OH}, \text{F})_2|\text{AlSi}_3\text{O}_{10}]$ ) vor.

Umweltrelevante Elemente sind laut XRD in der Probe ST32 in Form eines Zink-Mangan-Sulfids ( $(\text{Zn}, \text{Mn})\text{S}_2$ ) sowie von Stolzit ( $\text{PbWO}_4$ ) und einem Kupfer-Chrom-Phosphat ( $\text{Cu}_3\text{Cr}_4(\text{PO}_4)_6$ ) in der Probe N82 gebunden. Oberhalb von 300 °C kommt es in der Probe ST32 (siehe Abbildung 55) zu einer Zersetzung von Muscovit, Calcit und Klinochlor und oberhalb von 105 °C zur Bildung von Hämatit ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), was mit der Rotfärbung der Proben gut korreliert. Es kann somit gefolgert werden, dass die Erhitzung des Bodens zu einer Oxidation des Eisens führt. Durch den Zusammenbruch der Chlorit-Struktur des Klinochlors bildet das freigewordene Eisen dann den Hämatit. Die Zersetzung des Minerals erfolgt durch eine Dehydroxilierung, eine Abspaltung von Wasser.

Bleiphasen sind über die XRD für die Probe ST32 nicht detektiert worden.

Das Röntgendiffraktogramm der Probe N82 (siehe Abbildung 56) zeigt wiederum sehr stabile Quarzphasen, die über die Temperatur stabil bleiben. Oberhalb von 300 °C kommt es zur Zersetzung von Dolomit und Calcit. Bei 500 °C tritt dann Portlandit ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) im Röntgendiffraktogramm auf. Es ist allerdings davon auszugehen, dass sich im thermischen Behandlungsversuch durch den Kalzinierungsprozess zunächst Freikalk,  $\text{CaO}$ , gebildet hat, der dann beim Abkühlen und dem Kontakt mit der Luftfeuchtigkeit zu Portlandit reagiert ist. Es ist zu erwarten, dass sich beim Kontakt des thermisch behandelten Bodens mit wässrigen Lösungen ein höherer pH-Wert einstellt als dies bei der Reaktion mit unbehandelten Böden der Fall ist. Dies wiederum sollte dann Auswirkungen auf die Mobilität von Schwermetallen haben.

Eine ähnliche Situation ergibt sich für die Probe K29 (siehe Abbildung 57), bei der es ebenfalls oberhalb von 300 °C zu einer Zersetzung von Dolomit und Calcit und ab 500 °C zur Bildung von Portlandit gekommen ist.

Für die Probe Poschacher (siehe Abbildung 58) kommt es oberhalb von 300 °C zur Bildung von Illit ( $(\text{K}, \text{H}_3\text{O})\text{Al}_2(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{H}_2\text{O}, \text{OH})_2$ ) und Kaliumferrat ( $\text{K}_3(\text{FeO}_2)$ ). Bei 500 °C existiert neben vielen Quarzphasen v.a. Albit ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ ).

Sowohl Schichtsilikate als auch Eisenhydroxide spielen eine große Rolle hinsichtlich der Sorption von Schwermetallen, unterscheiden sich aber hinsichtlich ihrer Sorptionseigenschaften. Auffallend ist, dass für die Probe ST30, ST32, N82 und K29 Schichtsilikate mit höheren Kationenaustauschkapazitäten (Muscovit, Kaolinit) bei 500 °C

nicht mehr detektierbar sind und nur mehr Phasen mit einer geringeren Kationenaustauschkapazität bestehen bleiben. Bei der Probe Poschacher hingegen wird bei höheren Temperaturen sogar Illit gebildet. Wie sich diese Mineralphasenänderungen und -neubildungen auf die Schwermetallmobilität auswirkt, kann bei einem Vergleich mit den Mikrosondenergebnissen und Eluatuntersuchungen geklärt werden.

### 3.4.3.2 Auflicht-Mikroskopie

Die Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie sind für alle thermisch behandelten und thermisch unbehandelten Bodenproben in Abbildung 59 bis Abbildung 63 dargestellt.

Für die Probe ST30 bei 105 °C, 300 °C und 500 °C und für die Probe N82 bei 300 °C liegen bis dato noch keine Aufnahmen vor.

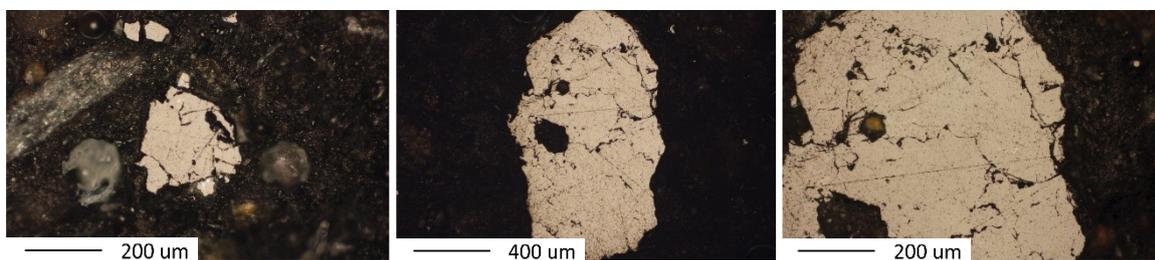


Abbildung 59: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe ST30 bei 20°C.

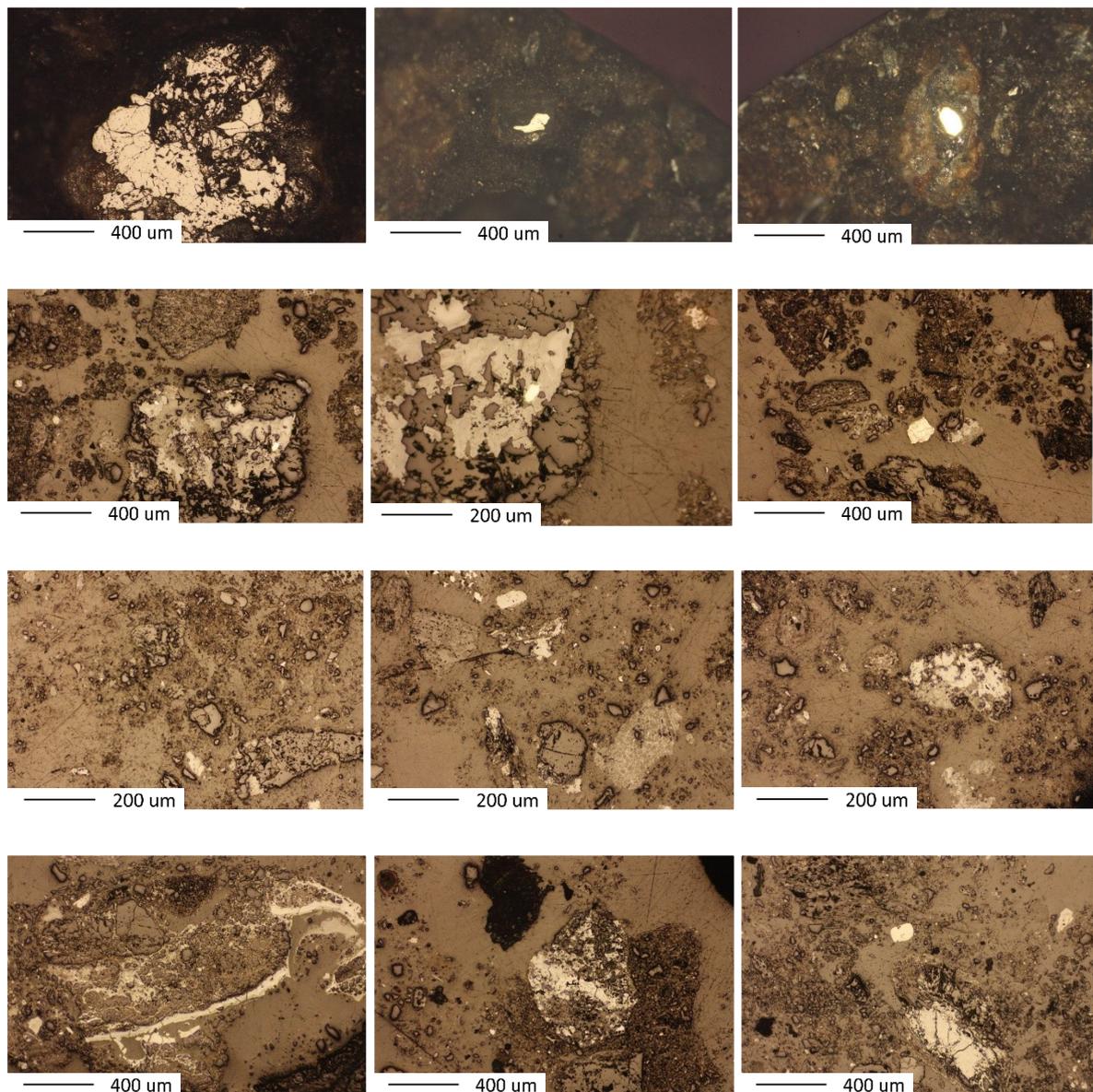


Abbildung 60: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe ST32 bei 20°C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile), 300°C (3. Zeile) und 500°C (4. Zeile).

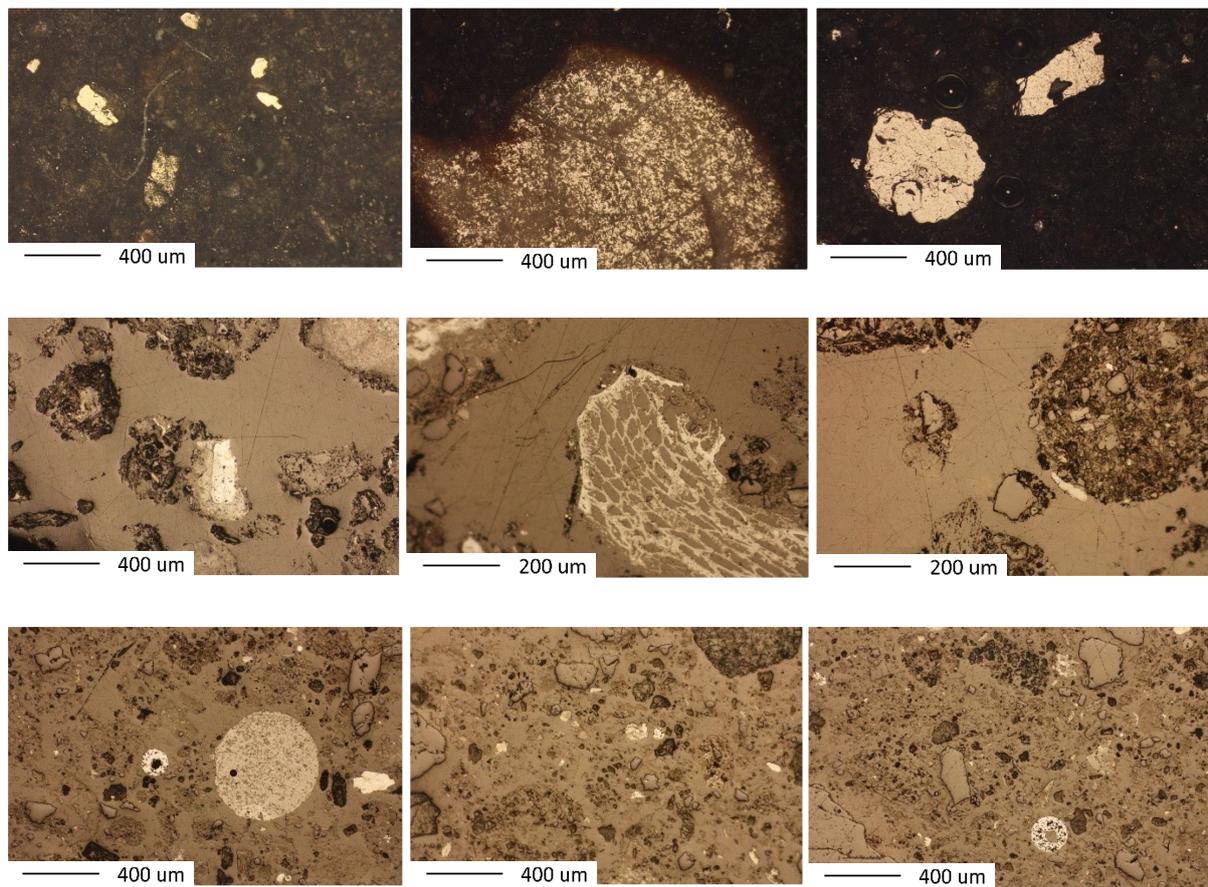


Abbildung 61: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe N82 bei 20°C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile) und 500°C (3. Zeile).

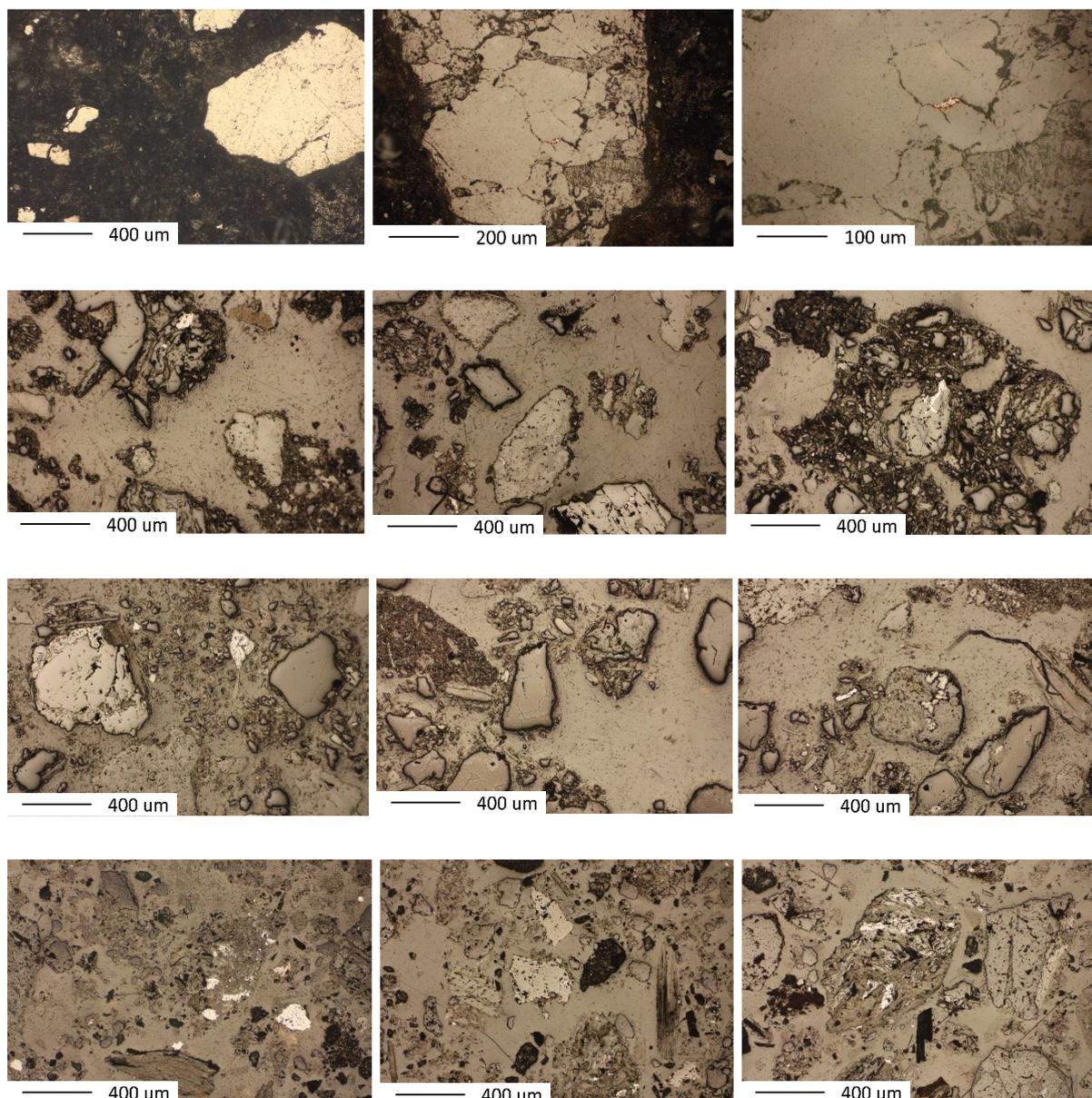


Abbildung 62: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe K29 bei 20°C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile), 300°C (3. Zeile) und 500°C (4. Zeile).

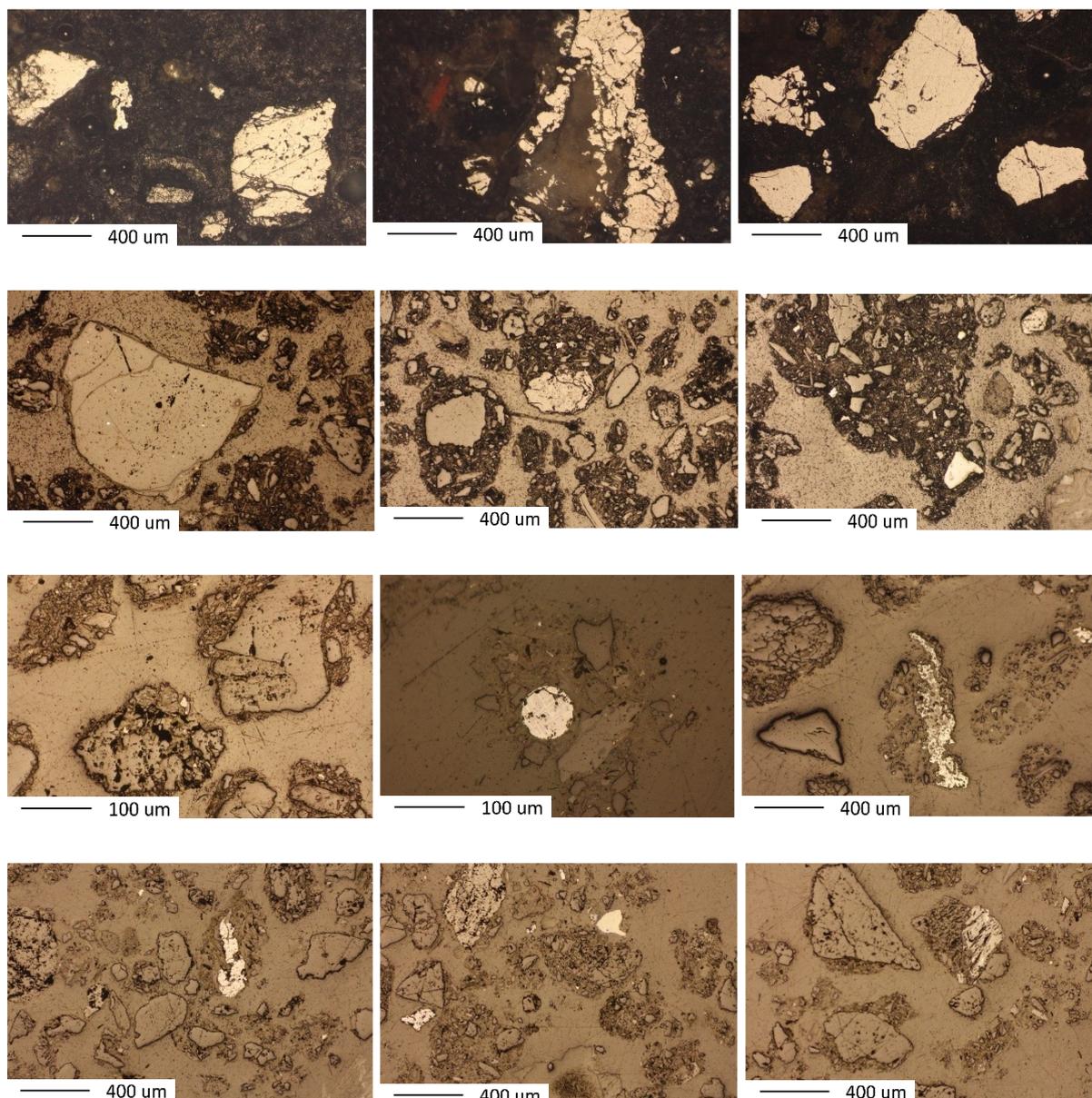


Abbildung 63: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe Poschacher bei 20 °C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile), 300°C (3. Zeile) und 500°C (4. Zeile).

Bei der Betrachtung der Proben unter dem Auflicht-Mikroskop ist bei 20 °C jeweils eine dunkle, recht feinkörnige Matrix auffallend, die organische Bodenmatrix, siehe in Abbildung 59 bis Abbildung 63 jeweils in der ersten Zeile. Darin befinden sich große beige Bereiche (Silikate), die teilweise sehr erhabene Korngrenzen aufweisen wie bei der Probe ST30 oder K29, jedoch teilweise auch stark zerklüftet sind wie bei Probe ST32. Für die Probe Poschacher und N82 sind sowohl kleine Kornverbunde von maximal 400 μm erkennbar, als auch größere zerklüftete Kornverbunde. Bei der Probe N82 ist zusätzlich in der zweiten Aufnahme bei 20 °C ein hellerer Bereich um die Korngrenze sichtbar, wo sich scheinbar eine Art Reaktionssaum ausgebildet hat. Für die Probe ST32 können kleine, sehr helle Körner von ca. 100 μm beobachtet werden. Bei der Probe Poschacher ist zusätzlich eine auffällig rote Phase in der zweiten Aufnahme der

ersten Zeile sichtbar, die jedoch nicht als charakteristische Phase identifiziert werden konnte. Ebenfalls ist in der Probe K29 in der dritten Aufnahme bei 20 °C ein kleiner roter Bereich innerhalb eines Kornverbandes erkennbar.

Bei 105 °C kann man bei allen Proben eine hellere Matrix erkennen, die sich farblich nicht von der bei 300 °C oder 500 °C unterscheidet. Die Veränderung von einer dunklen zu einer helleren Matrix zwischen 20 °C und 105 °C lässt sich durch die Zersetzung der Organik erklären. Generell kann man beobachten, dass bei höheren Temperaturen die Zerklüftungen der Bodenkörner zunehmen. Öfter bleibt dabei der Kern des Bodenkorns erhalten und die Korngrenzen sind stark angegriffen. Für die ST32 K29, Poschacher sind inmitten von stark zerklüfteten Kornverbänden teilweise sehr helle Kornbereiche mit Größen von ca. einigen Mikrometern erkennbar. Teilweise befinden sich solche hellen reflektierten Bereiche auch innerhalb des Kornverbandes von stark zerklüfteten Körnern der Probe N82 bei 105 °C, jedoch sind diese größtenteils an den Korngrenzen vorhanden bzw. bilden sogar wie die zweite Aufnahme bei 105 °C zeigt (siehe Abbildung 61) ein venenartiges Konstrukt aus. Es ist hierbei scheinbar zu einer Art „Auswaschung“ gekommen, wobei nur die helleren Phasenbereiche zurückgeblieben sind.

Mit dem Anstieg der Temperatur werden die Kornverbände der Proben sichtlich stärker zerklüftet. Größtenteils sind keine Korngrenzen mehr sichtbar. Bei 300 °C wird die Matrix deutlich feinkörniger. Für die Probe Poschacher bzw. ST32 liegen sehr hell reflektierte Bereiche eher an den Korngrenzen von Kornverbänden oder bilden die übrig gebliebenen Phasen von ehemaligen Kornverbänden (siehe Abbildung 63 und Abbildung 60). Bei der Probe K29 bei einer Temperatur von 300 °C sind eher alleinstehende, hell reflektierte Bereiche erkennbar.

Für eine Temperatur von 500 °C sind v.a. für die Probe Poschacher und K29 viele sehr helle Phasenbereiche erkennbar, die scheinbar nicht wie das umliegende Korn zersetzt worden sind. Es handelt sich bei diesen hell-reflektierten Phasenbereichen um sehr unregelmäßige Körner mit einer Größe von maximal 200 µm. Auffallend ist, dass bei der Probe Poschacher die hellen Phasenbereiche bei 500 °C eher alleinstehen und die rundherum angesiedelten Kornverbände bei diesen Temperaturen bereits zersetzt wurden.

Bei der Probe N82 ergeben sich bei Temperaturen von 500 °C sehr viele auffällig runde helle Phasenbereiche, auch bei der Probe Poschacher kann bei 300 °C eine ähnlich kreisrunde Phase beobachtet werden. Für die Probe ST32 sind in den Aufnahmen der vierten Zeile der Abbildung 60 sowohl venenartige, hell-reflektierte Phasenbereiche an Korngrenzen, die sich über ca. 600 µm erstrecken, als auch kompakte alleinstehende, eckige Körner von rund 100 µm sichtbar.

Generell lässt sich beobachten, dass die helleren Bereiche über die Temperaturen zunehmen bzw. größer werden, die Kornverbände einen immer höher werdenden Zerklüftungsgrad aufweisen und folglich die Matrix mit einem Temperaturanstieg immer feiner wird.

### 3.4.3.3 Elektronenmikrosonden-Analytik (EMS)

Bei der Probe K29 wurden Elementverteilungskarten mit einer Größe von ca. 200 x 200 µm von Na, Mg, K, Ca, Pb, Al, As, Zr, Fe, P, O, Si, Ti und S aufgenommen, für die Probe ST32 von Al, Mg, K, Ti, Mn, C, Si, Pb, Fe, P, O, Ba, Ca, Zn und S und für die Proben Poschacher, N82 und ST30 von C, Al, K, Ti, Mn, O, Mg Pb, Fe, P, As, Cl, Ca, Zn, Cr, Na, Ba, S, Si und Cu.

Die Elementverteilungskarten und SEM-EDX-Spektren aller Proben sind in der Abbildung 64 bis Abbildung 82 sichtbar.

Die Elementverteilungskarten der Probe ST30 bei 105 °C, 300 °C und 500 °C und der Probe N82 bei 300 °C liegen bis dato noch nicht vor.

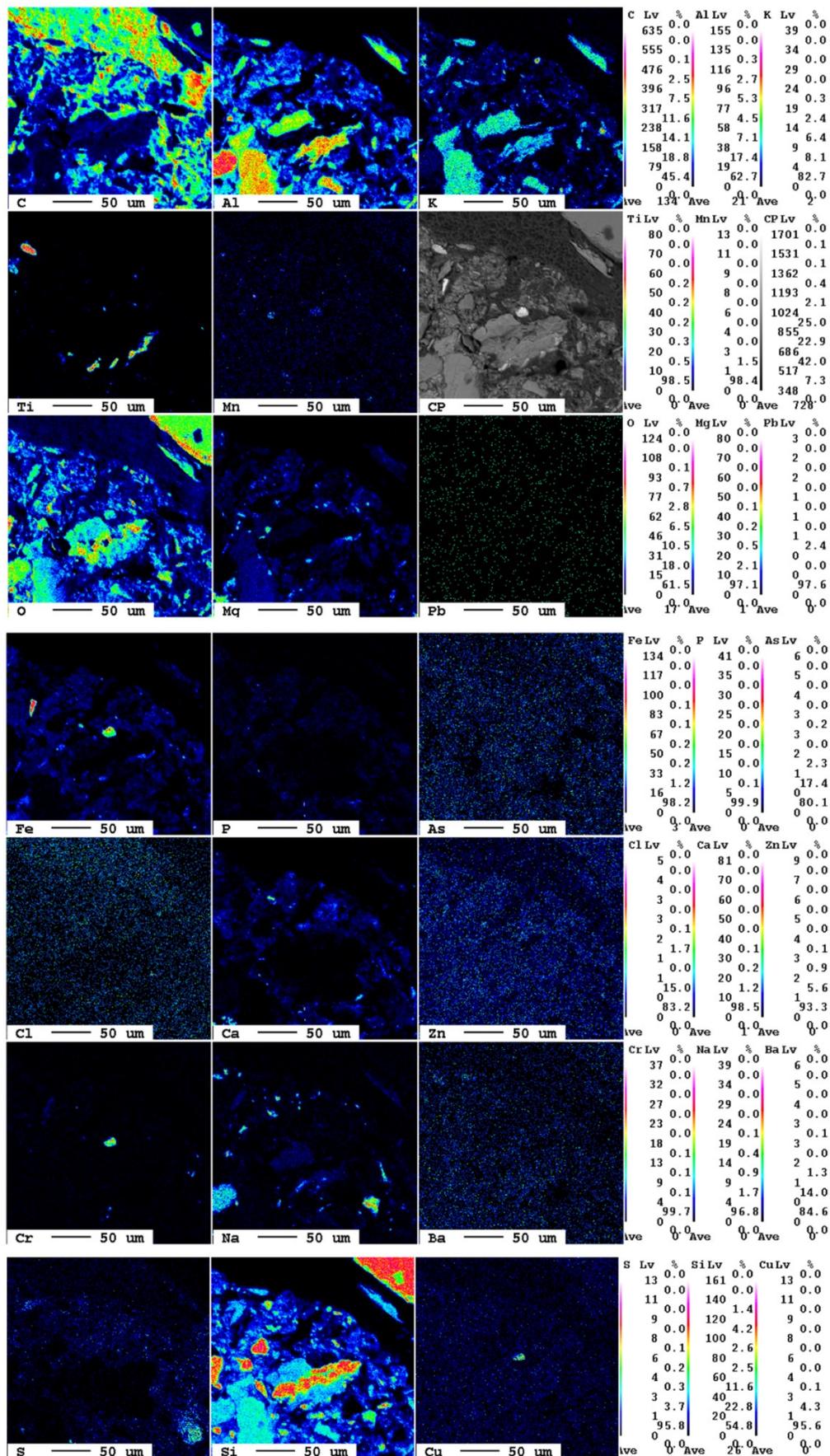


Abbildung 64: Elementverteilungskarten der Probe ST30\_<2mm\_20°C.

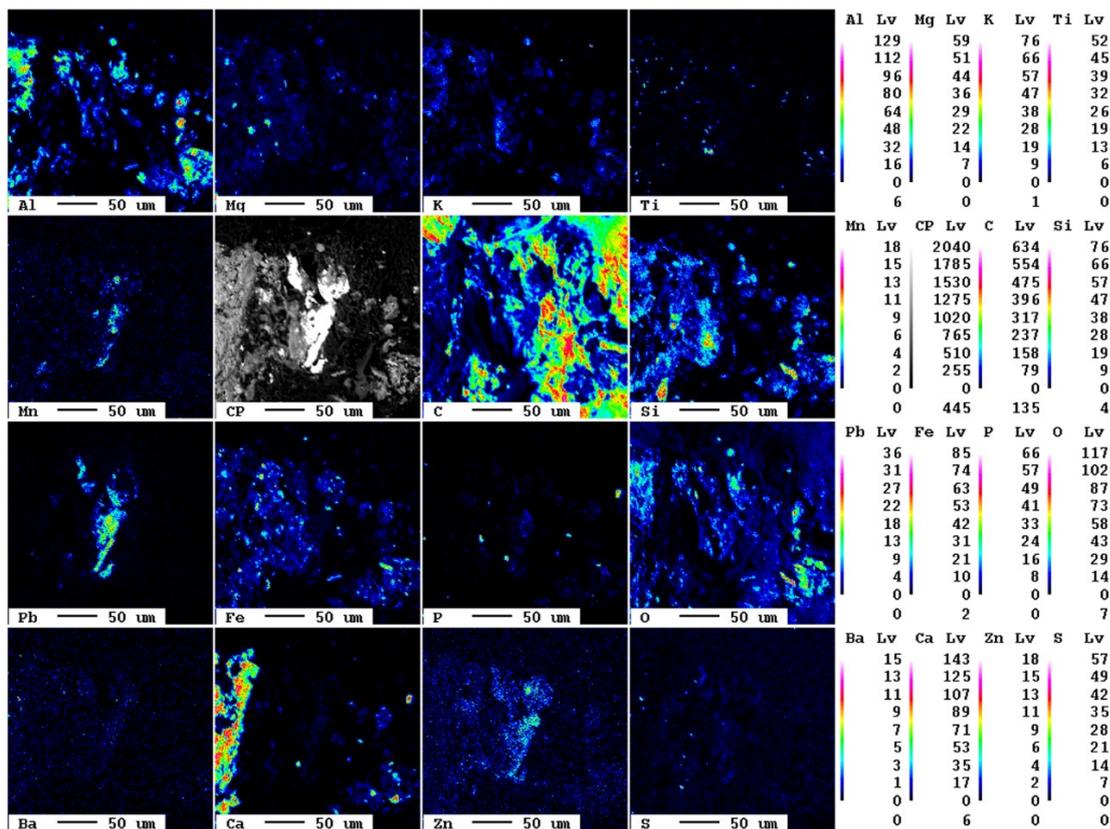


Abbildung 65: Elementverteilungskarten der Probe ST32\_<2mm\_20°C.

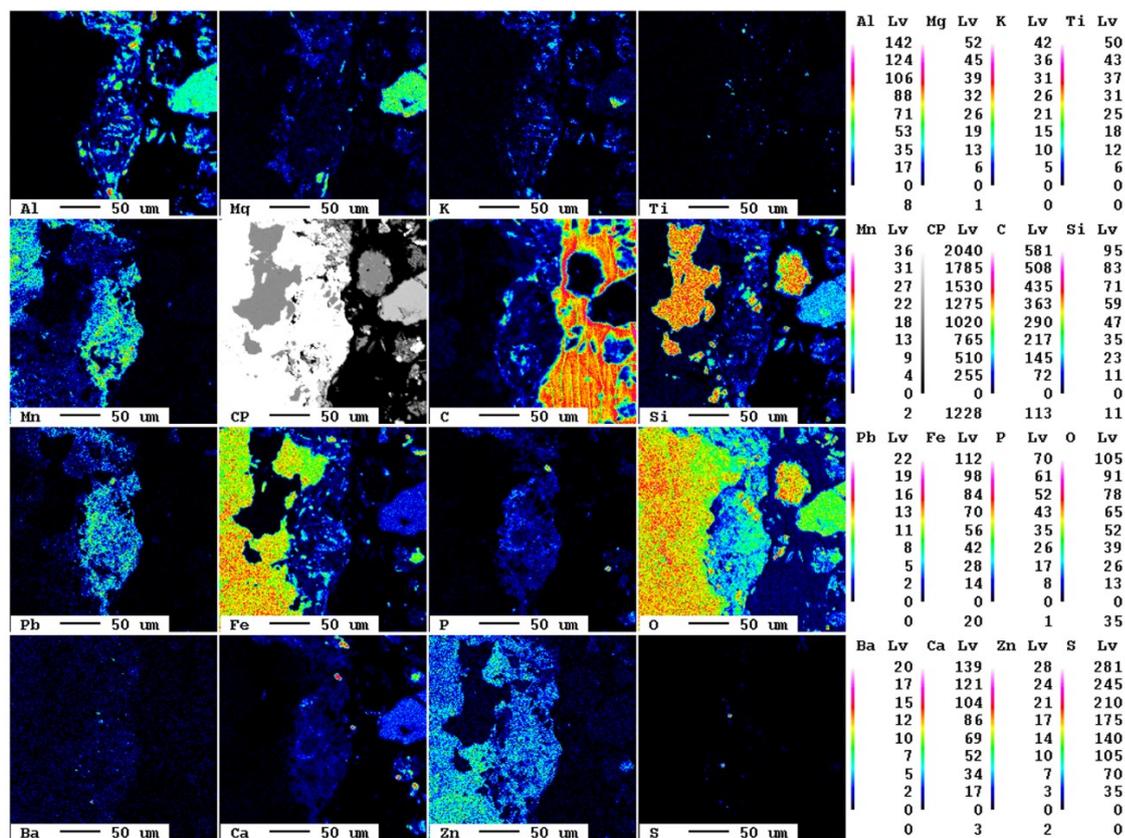


Abbildung 66: Elementverteilungskarten der Probe ST32\_<2mm\_105°C.

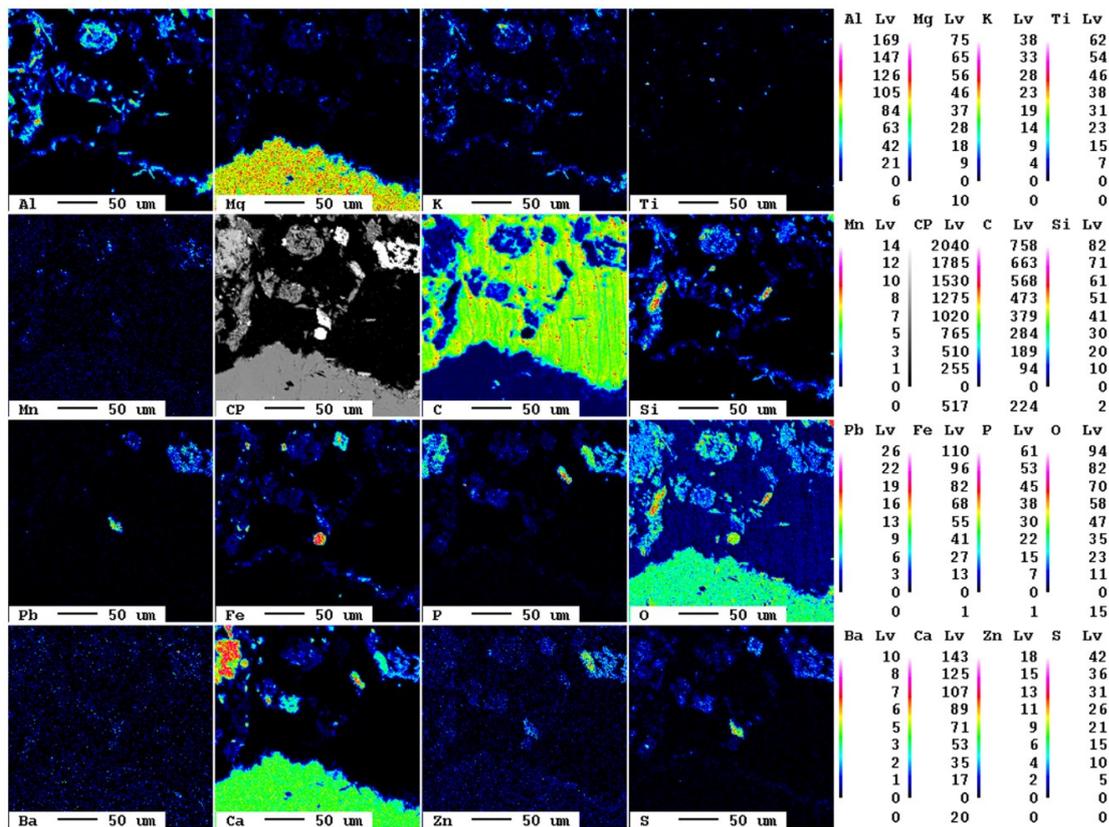


Abbildung 67: Elementverteilungskarten der Probe ST32\_<2mm\_300°C.

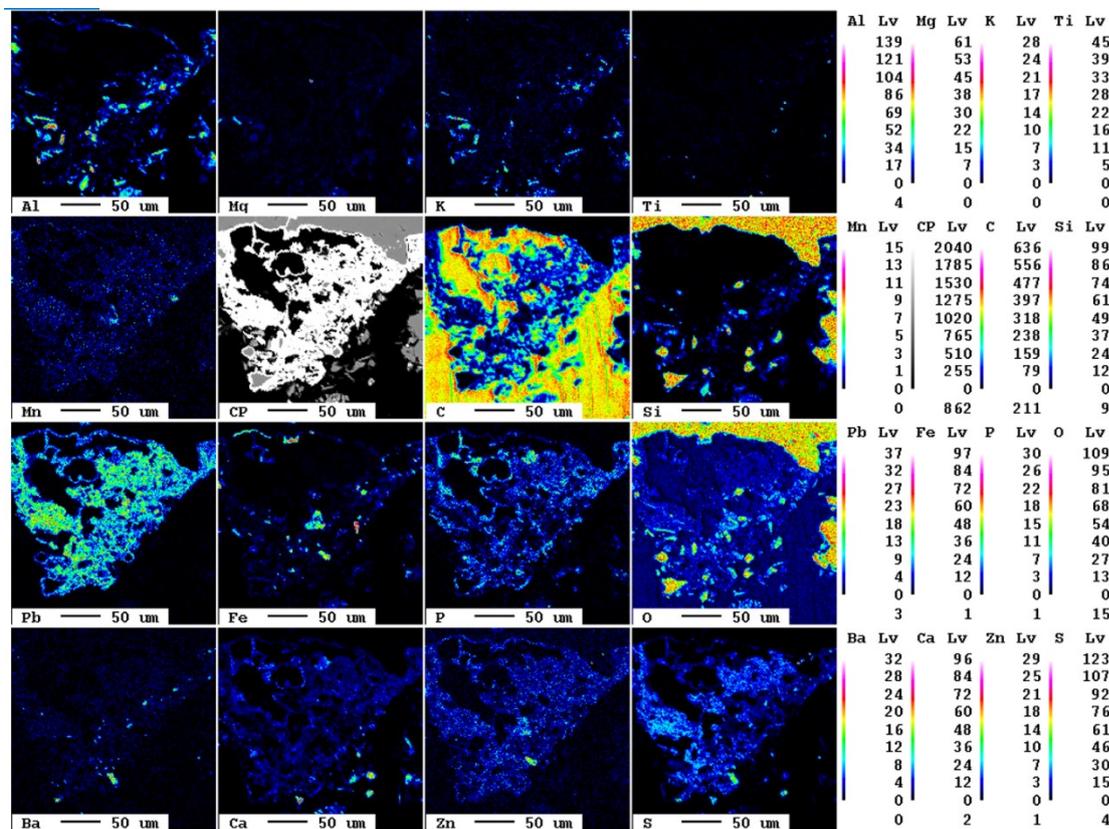


Abbildung 68: Elementverteilungskarten der Probe ST32\_<2mm\_500°C.

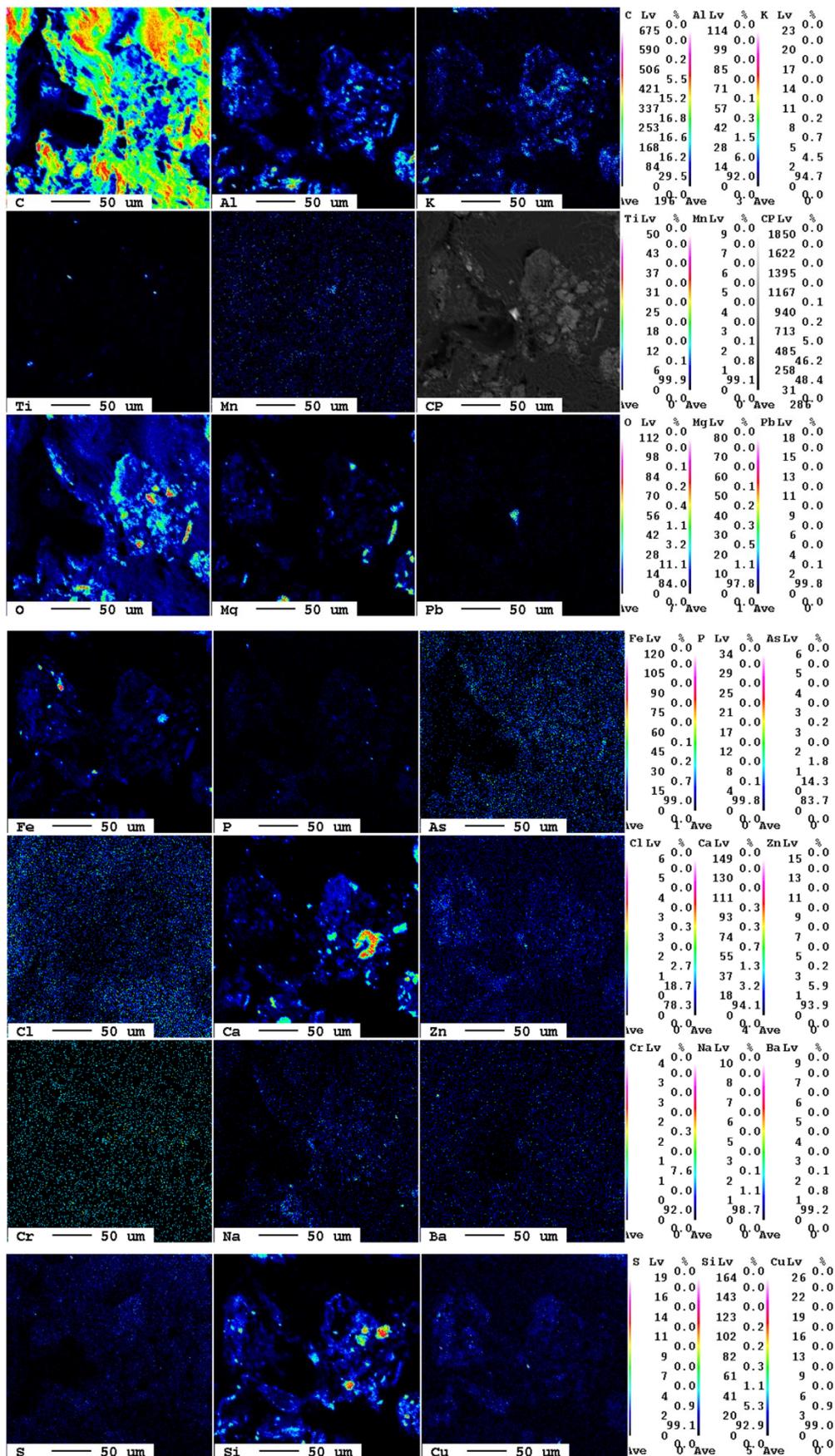


Abbildung 69: Elementverteilungskarten der Probe N82\_<2mm\_20°C.

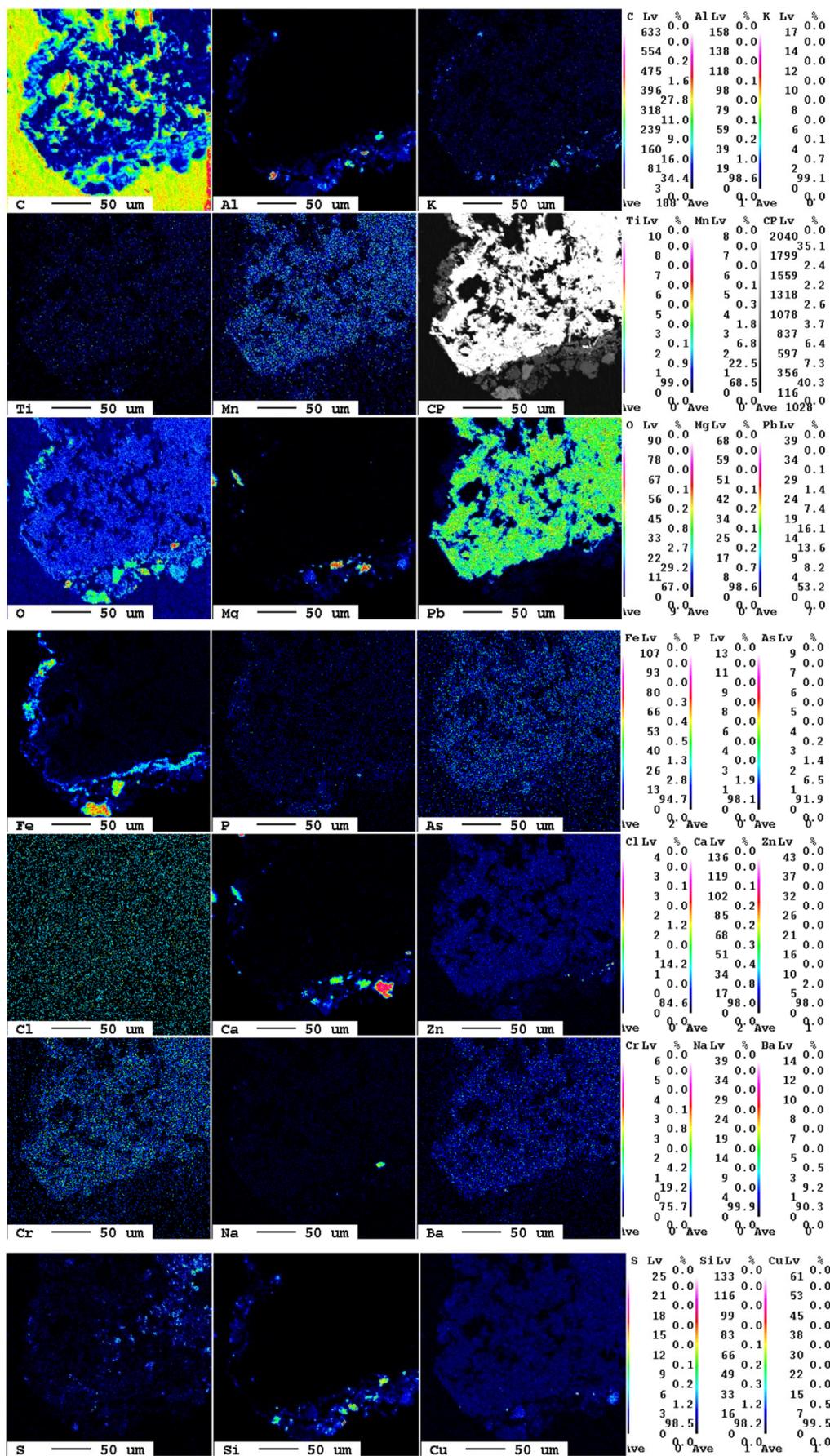


Abbildung 70: Elementverteilungskarten der Probe N82\_<2mm\_105°C.

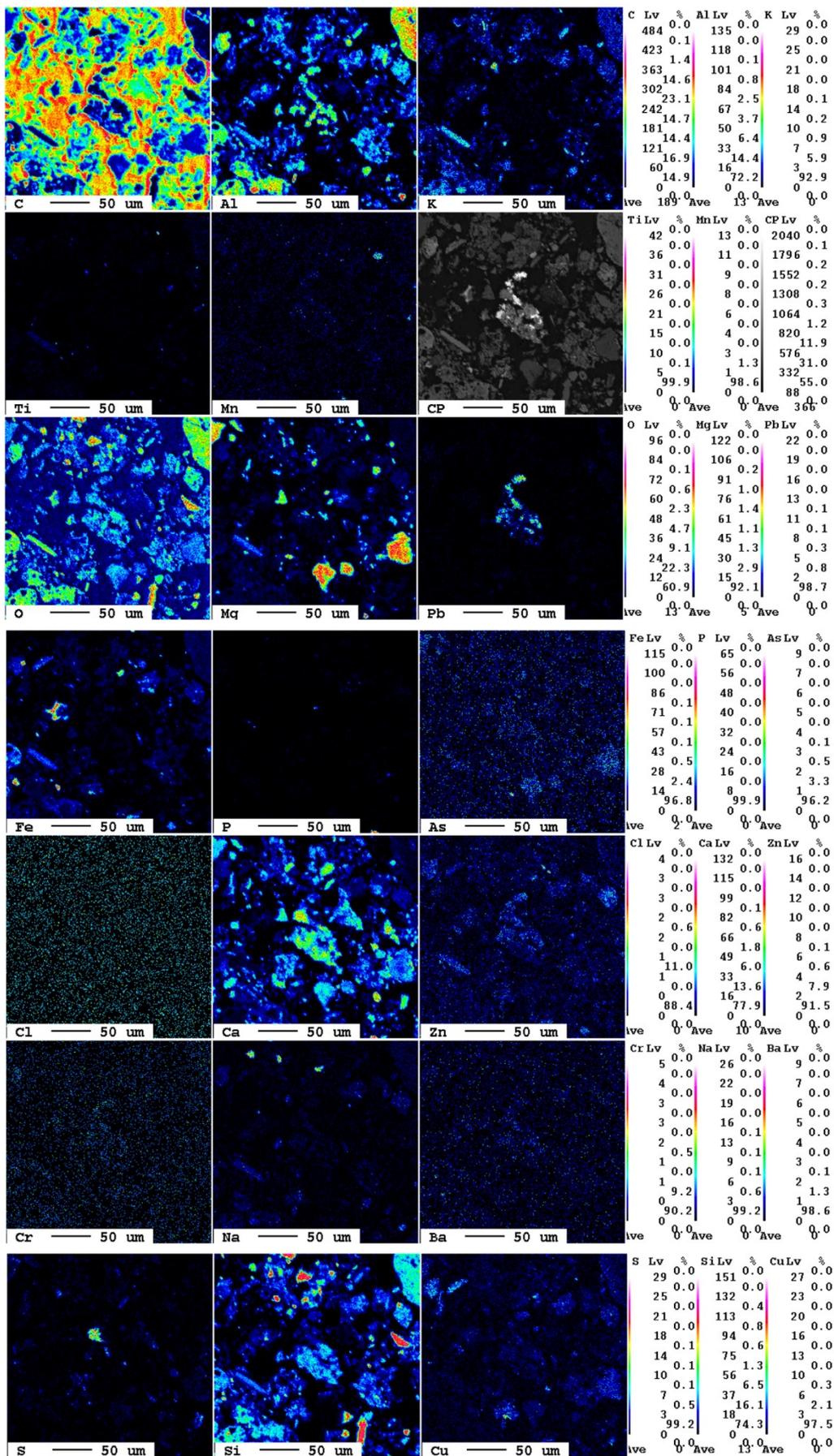


Abbildung 71: Elementverteilungskarten der Probe N82\_ <2mm\_500°C.

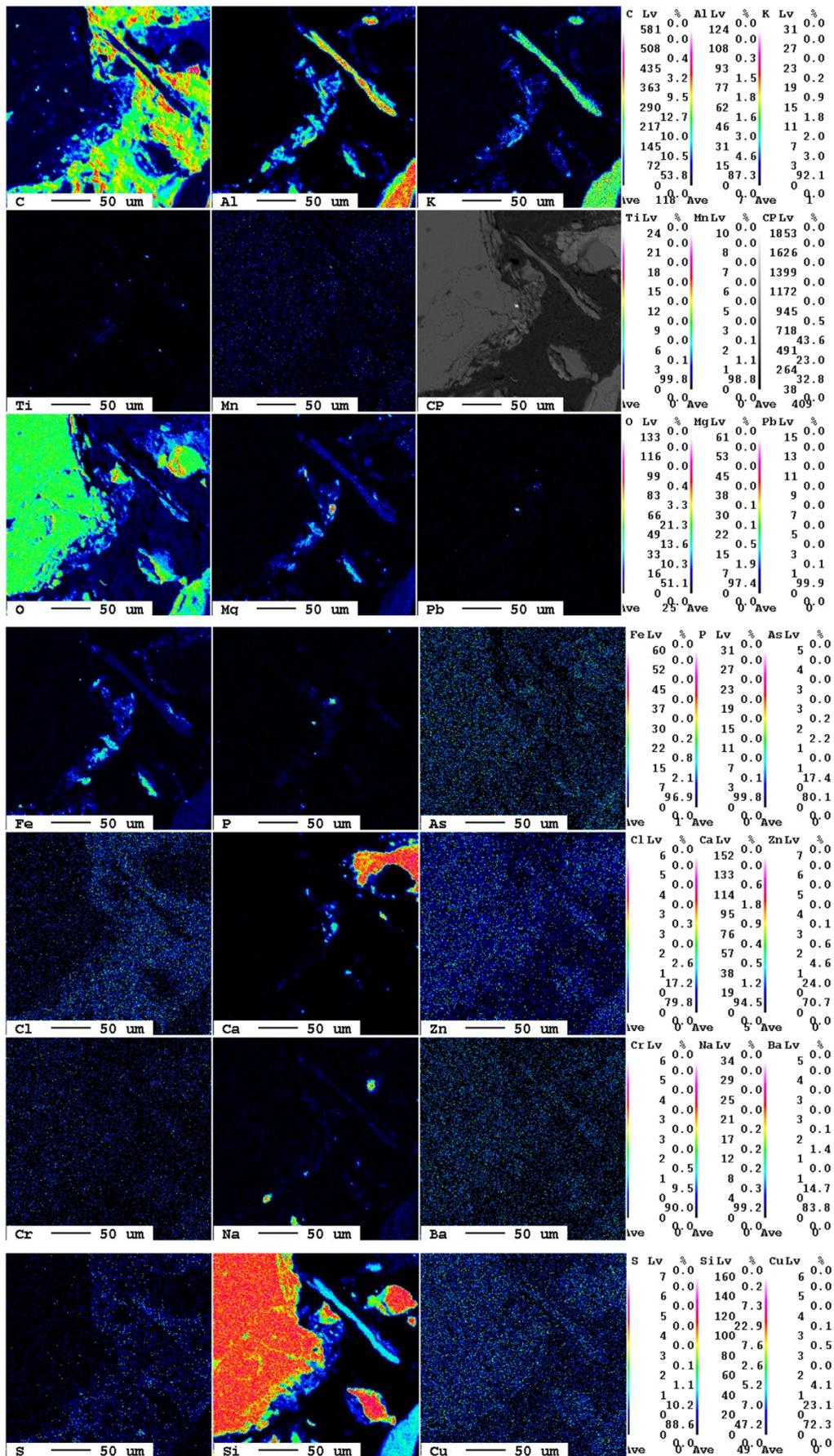


Abbildung 72: Elementverteilungskarten der Probe K29\_<2mm\_20°C.

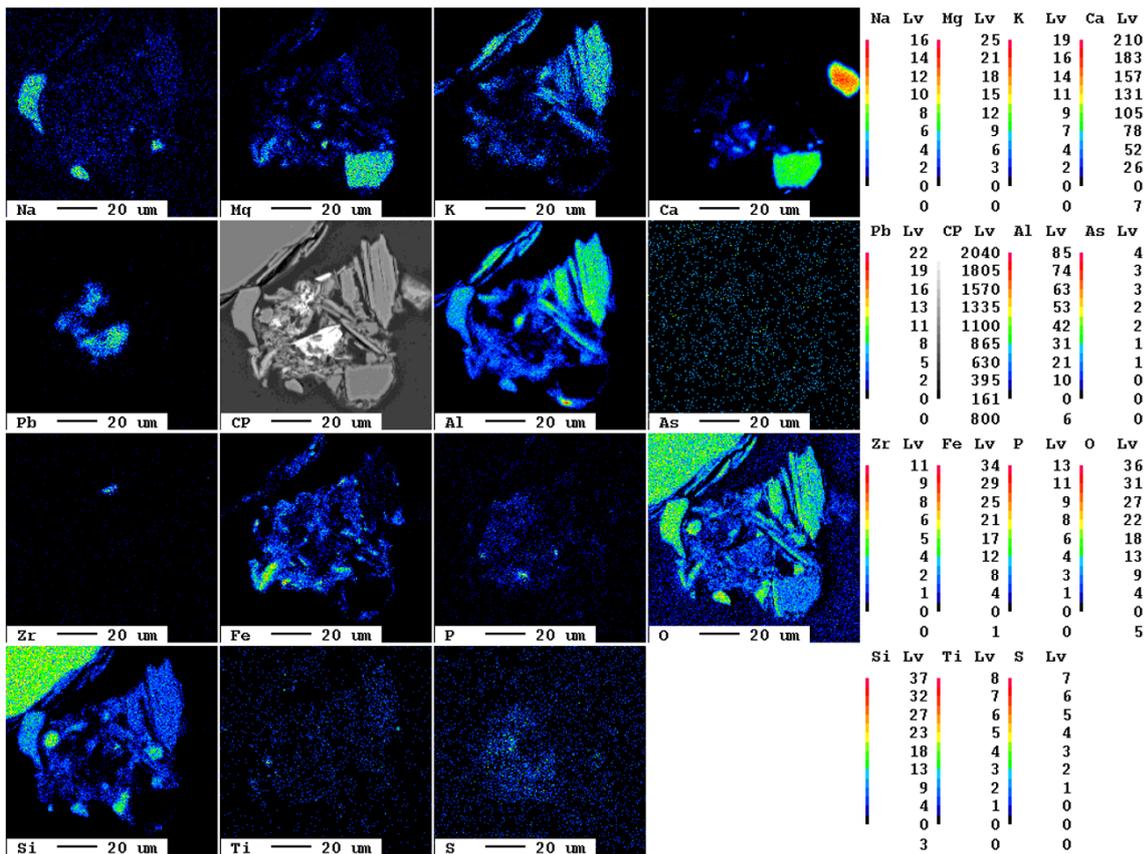


Abbildung 73: Elementverteilungskarten der Probe K29\_<2mm\_105°C.

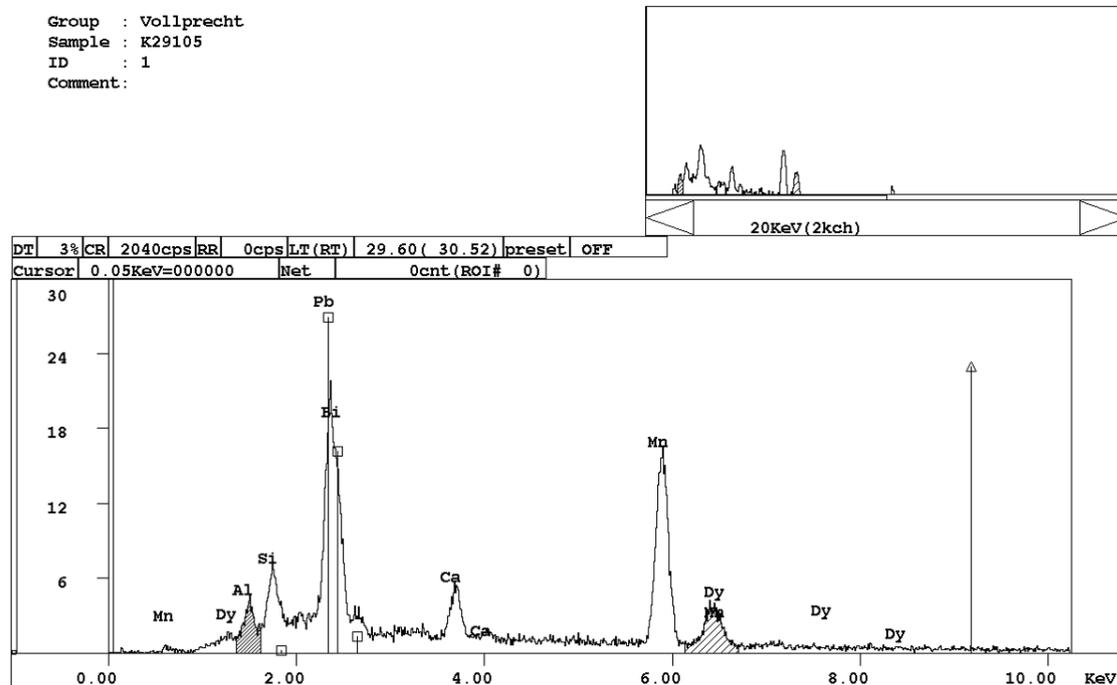


Abbildung 74: SEM-EDX-Spektrum einer Pb-führenden Phase aus der Probe K29\_<2mm\_105°C.



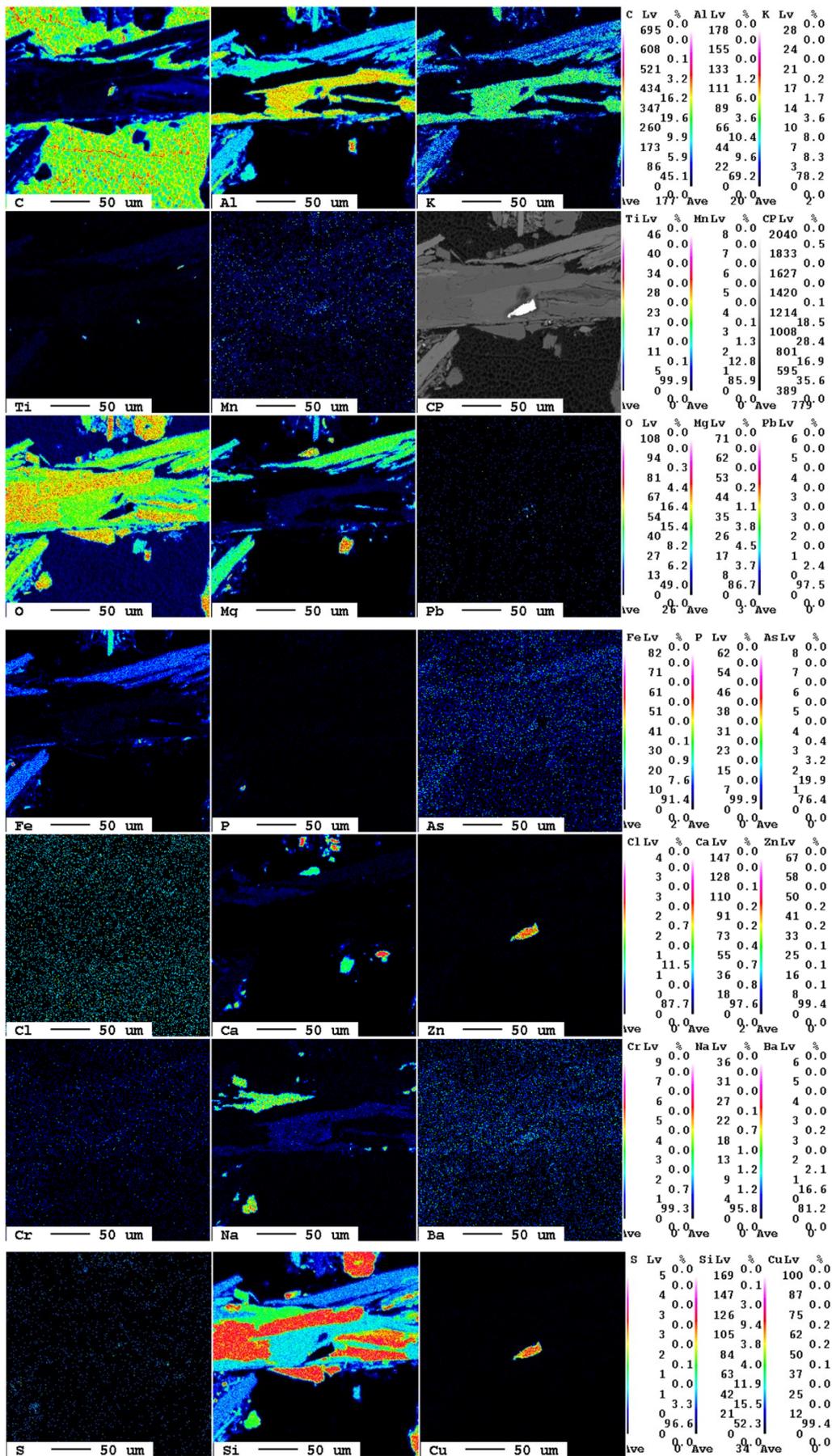


Abbildung 76: Elementverteilungskarten für zweite Cu-Phase der Probe K29\_<2mm\_300°C.

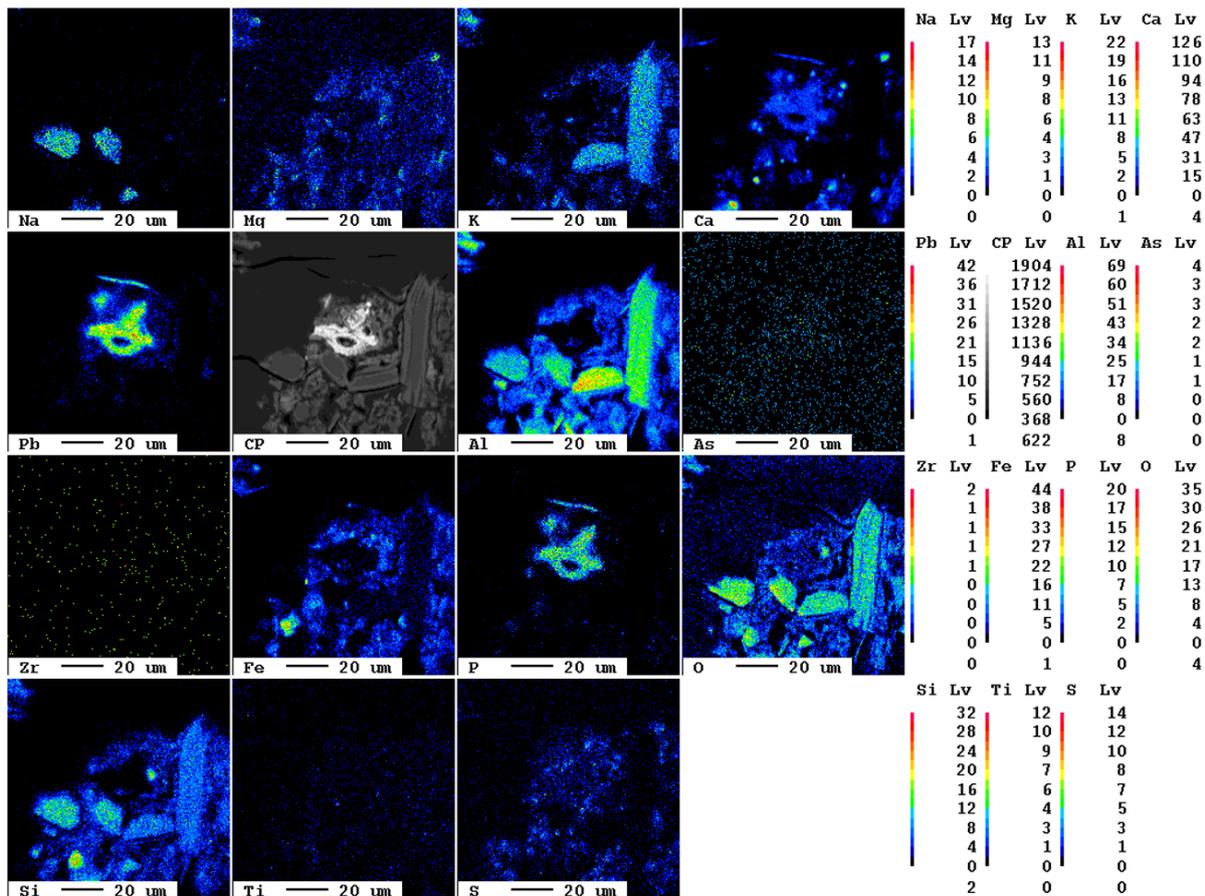


Abbildung 77: Elementverteilungskarten der Probe K29\_<2mm\_500°C.

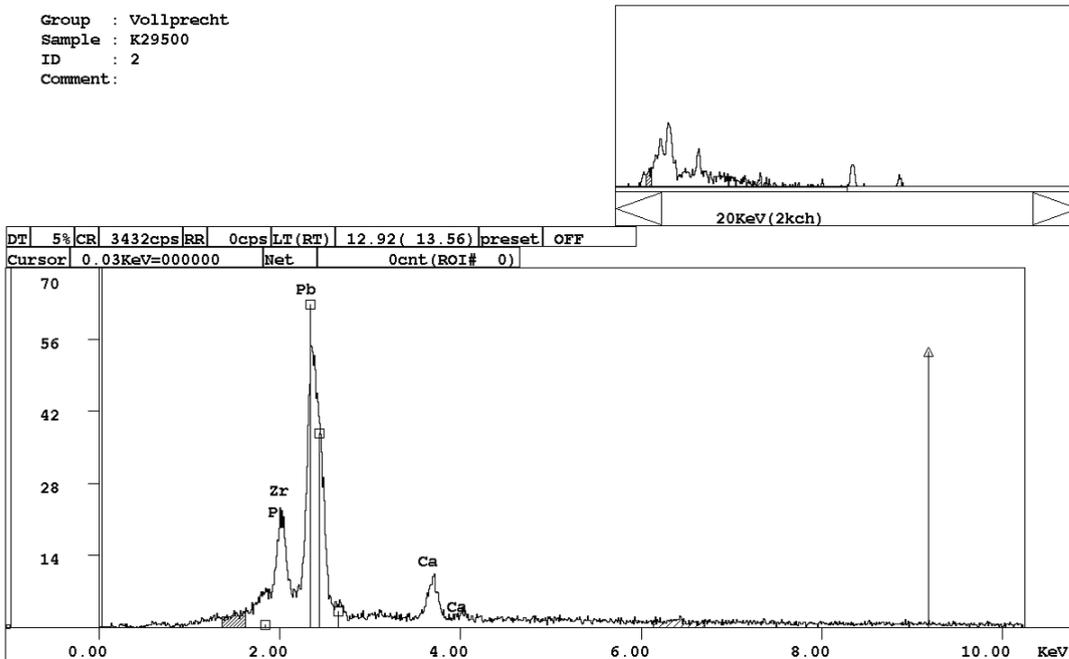


Abbildung 78: SEM-EDX-Spektrum einer Pb-führenden Phase aus der Probe K29\_<2mm\_500°C.

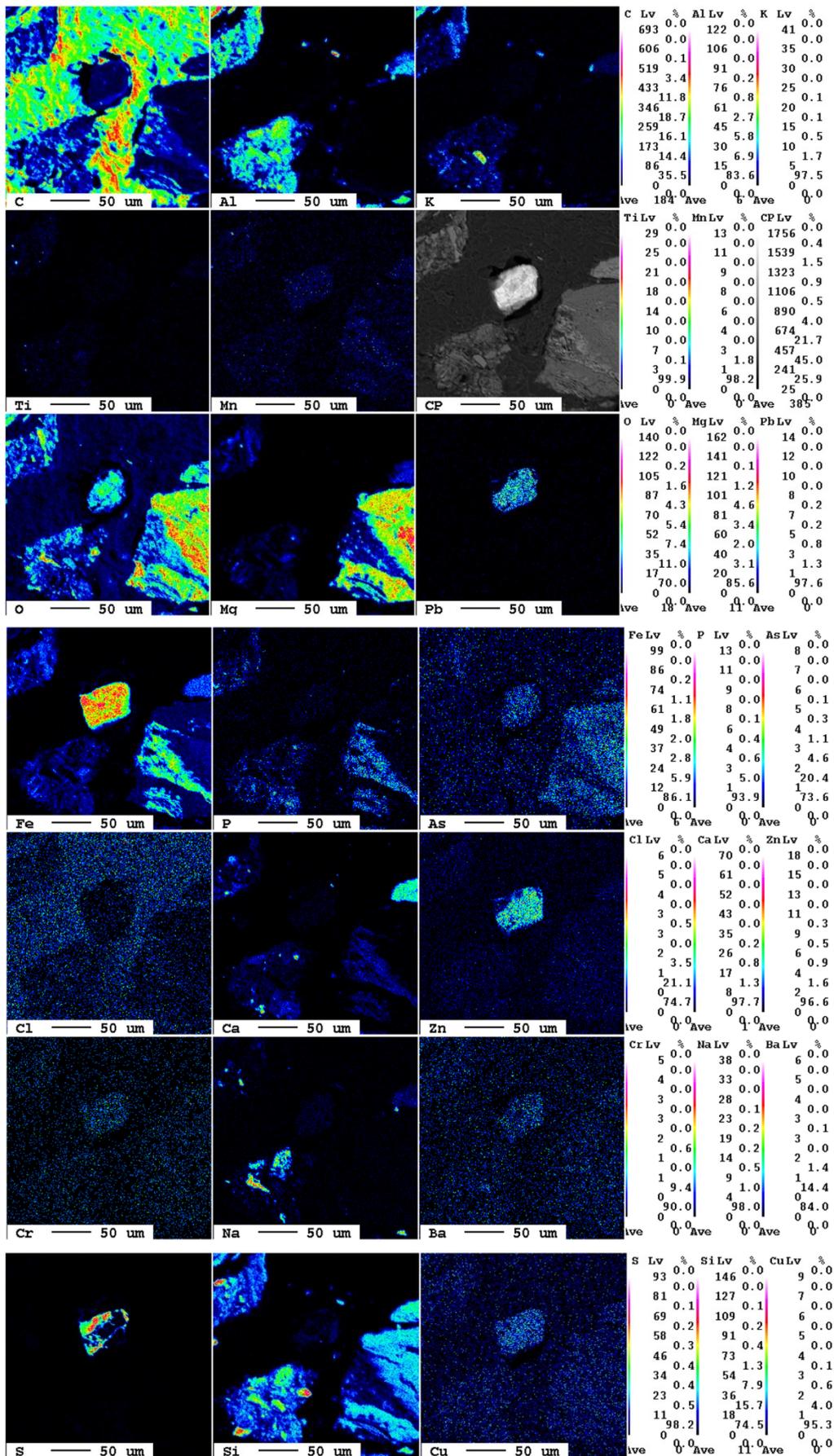


Abbildung 79: Elementverteilungskarten der Probe Poschacher\_<2mm\_20°C.

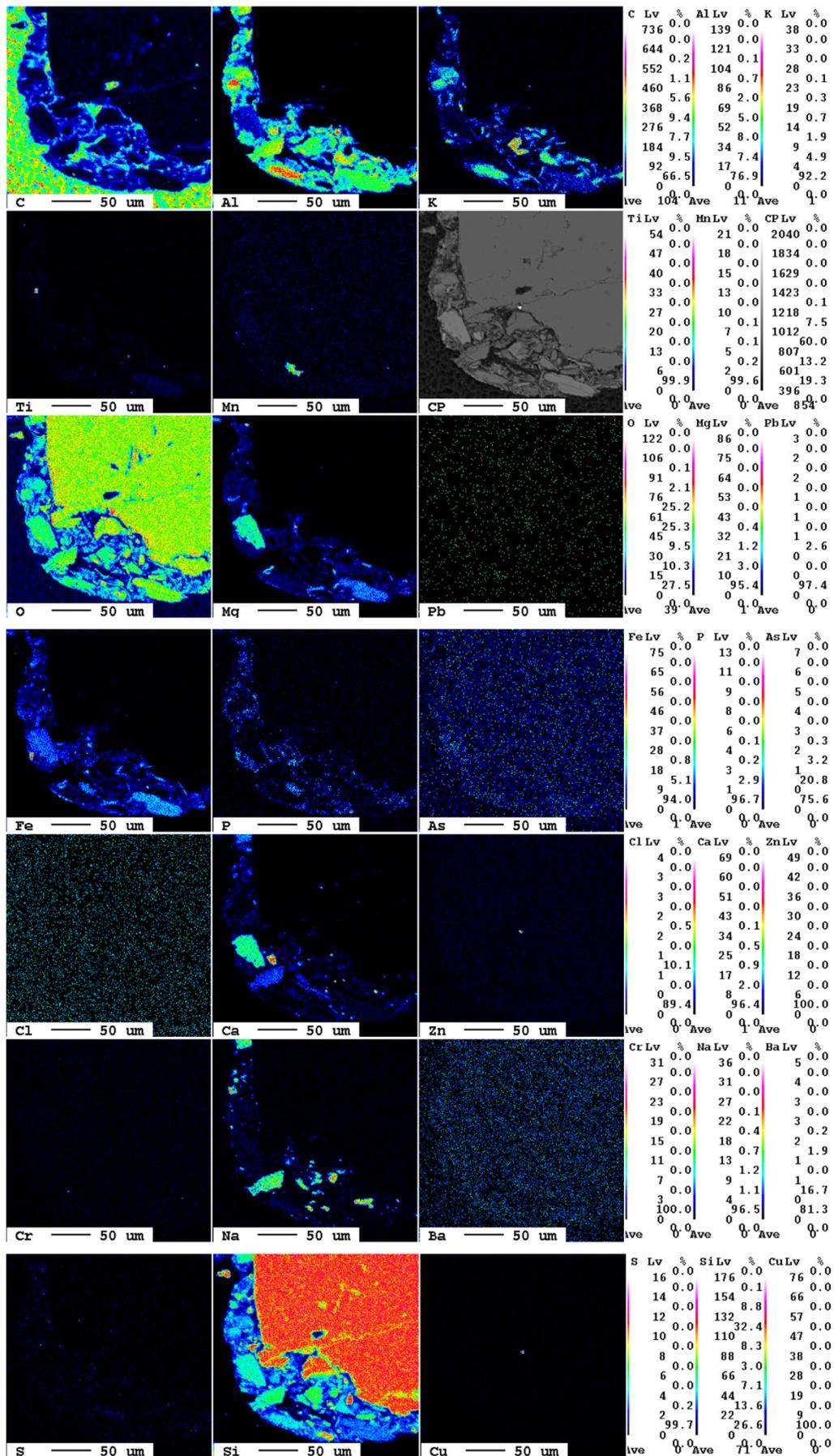


Abbildung 80: Elementverteilungskarten der Probe Poschacher\_<2mm\_105°C.





Für die Probe ST30 (siehe Abbildung 64) ist ein relativ regelmäßig geformter Cr-reicher Partikel sichtbar, der ca. eine Größe von 10 µm hat. An genau derselben Stelle sind in den anderen Elementverteilungskarten höhere Konzentrationen an Fe, O und Cu feststellbar. Dabei treten Fe und Cr insbesondere in zwei kleinen eingeschlossenen Kristallen auf, die jedoch kein Cu enthalten. Diese Kristalle können als Chromit,  $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ , interpretiert werden. In dem unteren Bereich des Cr-führenden Kornes ist die Konzentration von Fe und Cr geringer, jedoch tritt zusätzlich Cu auf. Dies kann so interpretiert werden, dass der Chromit zu einem Fe-Cr-Hydroxid verwittert ist, an welches Cu adsorbiert wurde. Al, K und Si sind eher in der unmittelbaren Umgebung angesiedelt und kommen in dem Cr-reichen Bereich gar nicht vor.

Da die Elementverteilungskarten der anderen Temperaturen noch nicht vorliegen, können keine Aussagen bezüglich der Phasenveränderung über der Temperatur gemacht werden.

Für die Probe ST32 sind bei allen vier Temperaturen (siehe Abbildung 65 bis Abbildung 68) relativ große Pb-führende Bereiche erkennbar, die sehr unregelmäßig sind. Auffallend ist, dass diese Pb-Bereiche über alle Temperaturen eher an Korngrenzen bzw. frei vorliegen. Für die Probe bei 20 °C weist der Pb-Partikel (ca. 50 x 100 µm) eine starke Korrelation mit Zn und Mn auf und teilweise auch mit Al, O und P. Die Zn-Verteilung ähnelt der Pb-Verteilung sehr stark. Zn kommt in höheren Konzentrationen jedoch an Stellen vor, wo Pb niedrigere Konzentrationen hat und umgekehrt.

Für die Probe ST32 bei 105 °C erstreckt sich der Pb-Bereich fast über die gesamte Elementverteilungskarte (ca. 50 x 200 µm). Eine sehr ähnliche Verteilung lässt sich für Mn, Zn, Al, Ca, O und P erkennen. Hier liegt Pb scheinbar in einem Calciumbleiphosphat vor, welches eher gering löslich ist und Zn eingelagert hat.

Bei der Probe bei 300 °C konnte nur ein sehr kleiner Pb-Partikel von ca. 25 µm gefunden werden. Die Korrelation mit Mn, Al und Zn ist schwächer ausgeprägt als bei den Proben bei 20 °C und 105 °C. Hier lässt sich stattdessen eine sehr starke Korrelation mit S und teilweise auch Fe und O feststellen. Scheinbar hat sich das Calciumbleiphosphat zersetzt und sich bei 300 °C Bleisulfid gebildet. Am oberen Rand des Pb-reichen Kornes liegt ein Eisenhydroxid vor.

Auch die Elementverteilungskarten der Probe ST32 bei 500 °C zeigen eine ähnliche Pb-Phase. Hier korreliert das unregelmäßig große Pb-Korn, welches sich über eine Fläche von ca. 150 x 150 µm erstreckt, mit geringen Konzentrationen an S, P, O, Zn und teilweise mit Ca.

Die Elementverteilungskarten der Probe N82 sind für die Temperaturen 20 °C in Abbildung 69, für 105 °C in Abbildung 70 und für 500 °C in Abbildung 71 dargestellt. Für die Probe bei 20 °C ist ein recht kleiner (ca. 20 µm), konzentrierter Pb-Bereich am Rand eines Kornclusters erkennbar. Genau in diesem Bereich werden auch Konzentrationen von O, Al, Si und teilweise Zn beobachtet, wohingegen andere Elemente wie Fe oder P in diesem Bereich gar nicht vorkommen. Das Pb sowie das Zn liegen hier scheinbar gebunden in Silikaten vor.

Bei der Probe bei 105 °C ist ein großer Pb-Partikel sichtbar, der sich fast über die ganze Elementverteilungskarte erstreckt. Der Partikel ist durchzogen von schwarzen Löchern, welche vermutlich durch das Epoxidharz, das bei der Herstellung der Schiffe verwendet wird, verursacht wurde. Dies ist auch in der Elementverteilungskarte von C sichtbar, da genau in

diesen Bereichen hohe Konzentrationen an C sichtbar sind. Dieselbe Verteilung wie das Pb weisen die Elemente Mn, Ti, Zn, Cr, Cu, As, Ba, O und teilweise S und Fe vor, wobei die Verteilung von Cr und As eher diffuser ist. Im oberen linken Bereich des Pb-führenden Korns ist eine größere Korrelation mit S und O sichtbar. Hier liegt das Pb scheinbar als Bleisulfat vor. Im unteren linken Bereich ist das Pb vermutlich als Bleicarbonat gebunden, welches auch Zn enthält. An den Korngrenzen, wo kein Pb mehr vorliegt, sind die Konzentrationen für Al, Fe, Ca, Mg, Si und O sehr hoch. Dort konzentrieren sich scheinbar die Oxide von Al, Fe, Si, etc. Oberhalb von 20 °C hat sich das Bleisilikat vermutlich zersetzt und es ist bei 105 °C Bleisulfat bzw. Bleizinksulfat und Bleicarbonat entstanden.

Eine gegensätzliche Korrelation ist hingegen für den unregelmäßigen, Pb-reichen Partikel bei 500 °C zu beobachten. Hier liegen an derselben Stelle wie für Pb auch Al, Si und teilweise O und Ca vor. Auffallend ist, dass in Bereichen hoher Pb-Konzentrationen die Konzentration von Ca niedriger ist und umgekehrt. Hier liegt Pb scheinbar erneut silikatisch gebunden vor.

Für die Probe K29 konnte bei 20 °C nur ein sehr kleiner punktförmiger Pb-Bereich (ca. 2 µm) gefunden werden. Wie in der CP-Aufnahme zu sehen, befindet sich der Pb-Partikel innerhalb eines Korns nahe der Korngrenze. Die Kornmatrix rund um das Pb-reiche Korn ist sichtbar v.a. aus Si und O, also Quarz, aufgebaut. Die Pb-reiche Phase scheint nur mit P und teilweise Ca und Cl zu korrelieren. Das Pb liegt hier vermutlich als Phosphohedyphan ( $\text{Ca}_2\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ ) vor.

Für die K29 bei 105 °C zeigt sich ein unregelmäßig geformter Pb-reicher Partikel mit einer Größe von ca. 25 µm. Die Elementverteilungskarten zeigen eine Korrelation mit P sowie teilweise mit Ca, vermutlich ein Phosphohedyphan ( $\text{Ca}_2\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ ), welches bis 105 °C stabil geblieben ist. Rund um den Pb-reichen Partikel befindet sich ein eher stark zerklüftetes Korn, welches größtenteils aus Si, Fe, Al und O besteht.

In Abbildung 74 ist ein SEM-EDX-Spektrum von einer Pb-führenden Phase für die Probe K29 bei 105 °C aufgenommen worden. Dort wird an dieser Stelle allerdings eine starke Korrelation mit Mn, welches in der Elementverteilungskarte nicht dargestellt ist, beobachtet. Die Bindung von Pb an Manganhydroxide wäre in Übereinstimmung mit früheren Untersuchungen an steirischen Böden (Vollprecht et al. 2020). Es erscheint denkbar, Phosphohedyphan die Pb-führende Primärphase darstellt, die oberflächlich von einem Film eines Manganhydroxids überzogen ist.

Für die Probe K29 bei 300 °C sind insgesamt zwei Elementverteilungskarten von zwei unterschiedlichen Cu-hältigen Bereichen aufgenommen worden, da keine Pb-Bereiche gefunden werden konnten. In Abbildung 75 kann man eine sehr kleine Cu-Phase mit ca. 20 µm erkennen, die laut CP-Aufnahme an einer Korngrenze liegt. Hier ist lediglich eine Korrelation mit Zn sichtbar. Für die zweite Cu-Phase in Abbildung 76, die eher länglich innerhalb eines Korns, welches scheinbar aus Si und O besteht, also Quarz, liegt, wird ebenfalls nur eine Korrelation mit Zn beobachtet.

Die thermische Behandlung der Probe bei 500 °C ändert im Elementverteilungsbild der Probe K29 nichts an der Korrelation zwischen Pb mit Ca und P, was dafür spricht, dass die Primärphase Phosphohedyphan auch bis 500 °C erhalten geblieben ist. Das EDX-Spektrum

(siehe Abbildung 78) am entsprechenden Punkt zeigt jedoch kein Mangan mehr. Dies kann damit erklärt werden, dass sich das Manganhydroxid beim Erhitzen zersetzt. Dabei würde das Mangan jedoch in anderer Form zurückbleiben, was an dieser Stelle nicht nachgewiesen werden konnte. Es ist daher auch denkbar, dass der hier betrachtete Partikel nie von einem Mangan-Hydroxid-Film umgeben war.

Für die Probe Poschacher, die von Beginn an keine Schwermetalle in relevanten Konzentrationen laut RFA-Ergebnissen enthalten hat, war die Suche nach schwermetallhaltigen Phasen am schwierigsten. Für die Probe bei 20 °C bzw. 105 °C konnten trotz langwieriger Suche eine Pb-führende bzw. eine Cu-führende und für die Probe bei 300 °C und 500 °C jeweils kleine Ba-führende Phasen gefunden werden.

Die unregelmäßige Pb-führende Phase, die in der Probe Poschacher bei 20 °C gefunden wurde, enthält interessante Korrelationen mit Zn, O, Cu, As, S und Fe. Das Pb liegt im oberen linken Bereich des Kornes scheinbar als Bleisulfat vor. Im übrigen Korn liegen die Konzentrationen von Fe und O hoch. Hier kann davon ausgegangen werden, dass die Schwermetallkationen in einem Eisenoxid gebunden vorliegen.

Betrachtet man die Elementverteilungskarten für die Probe bei 105 °C ist erkennbar, dass ein kleiner Zn- und Cu-Partikel (ca. 1 µm) innerhalb eines Quarzkorns eingelagert ist. An diesem Punkt ist jedoch kein Vorhandensein von Pb zu beobachten.

Die Probe Poschacher bei 300 °C zeigt eine winzige Ba-führende Phase, die kaum größer ist als ca. 1 µm. Es kann beobachtet werden, dass diese Phase innerhalb eines Kornclusters aus Al- und Si-Oxid liegt. Ba korreliert hier in erster Linie mit S, vermutlich ein Bariumsulfat. Auch für die drei winzigen bei 500 °C detektierten Ba-reichen Partikel von ca. 2 µm lassen sich Korrelationen mit S feststellen, die jedoch nicht mehr so ausgeprägt sind, wie die bei 300 °C.

Da die zur Aufklärung der Bindungsform erforderlichen hoch ortsauflösenden Verfahren immer nur einen kleinen Ausschnitt der Probe zeigen können und selbst nach langwieriger Suche in den untersuchten Schliffen teilweise nur wenige schwermetallhaltige Phasen gefunden werden konnte, kann von diesen exemplarischen Untersuchungen keine Aussage für eine größere Grundgesamtheit gemacht werden.

## 4 Diskussion

In den folgenden Absätzen werden alle generierten Untersuchungsergebnisse für jede Bodenprobe zusammenfassend betrachtet und diskutiert.

### **Altstandort und Altablagerung ST30: Lederfabrik Schmidt**

Bei der thermischen Behandlung der Probe hat sich zwischen den Temperaturen von 20 – 105 °C ein Massenverlust von ca. 16 Ma%, zwischen 20 – 300 °C von ungefähr 28 Ma% und zwischen 20 – 500 °C rund 55 Ma% eingestellt (siehe Tabelle 34). Gleichzeitig können auch in den Ergebnissen der Thermoanalytik sowohl bei oxidierenden als auch bei reduzierenden Bedingungen hohe CO<sub>2</sub>-Absorptionen in dem Temperaturbereich zwischen 20 °C und 500 °C beobachtet werden, die mit der Kohlenwasserstoff-Untersuchung der Probe aus Tabelle 35 korrelieren, die einen recht hohen KW-Index zeigen. Die Massenverluste sind genau zwischen 300 – 500 °C sehr hoch, was auch die Kurve der Thermogravimetrie zeigt. Im Bereich zwischen 200 – 400 °C ergibt sich für die Probe der größte Massenverlust, verursacht v.a. durch die Verbrennung eines Großteils der Organik.

Laut chemischen Analysen sind in der Probe ST30 jeweils mehr als 1 % an Na, Mg, Al, Si, K, Ca, Fe und vermutlich C enthalten. All diese Elemente kommen in den mittels Röntgendiffraktometrie identifizierten Mineralphasen vor. Umgekehrt treten in den identifizierten Mineralphasen keine chemischen Elemente auf, die nicht in der chemischen Analyse identifiziert worden sind.

Laut den Eluatuntersuchungen ist für Cr eine höhere Mobilität bei höheren Temperaturen und pH-Werten sichtbar (siehe Abbildung 46). Bei 300 °C und einem pH-Wert von 10,1 ergibt sich die höchste Eluatkonzentration von 140 mg/kg Cr und somit die höchste Mobilität. Bei den Ergebnissen des Totalaufschlusses (siehe Tabelle 37) ist ein Gesamtgehalt von 320 mg/kg TM gemessen worden. Demnach sind fast 50 % des Cr bei 300 °C mobil geworden.

Parallel dazu ergeben die Ergebnisse des alkalischen Aufschlusses (siehe Tabelle 39) für die Probe bei 20 °C einen Gesamtgehalt von 2,36 mg/kg Cr(VI). Die Eluatuntersuchung für Cr(VI) in Tabelle 42 zeigt, dass bei steigender Temperatur und steigendem pH-Wert höhere Konzentrationen von Cr(VI) vorliegen. Für 300 °C liegen nur 5,2 mg/kg TM in Form von Cr(VI) vor, das sind in Summe ca. 4 % vom Gesamtgehalt. Für die Probe bei 500 °C ist eine geringere Eluatkonzentration von 12 mg/kg TM festgestellt worden, wobei davon aber 50 % die Spezies Cr(VI) ausmacht. Obwohl die Eluatkonzentration für Cr<sub>ges</sub> zwischen 300 °C und 500 °C gesunken ist, ergeben sich für 500 °C verhältnismäßig höhere Cr(VI)-Gehalte.

Laut den Ergebnissen der Mikrosonde (siehe Abbildung 64) liegt vermutlich bei 20 °C Cr in Form von Chromit (FeCr<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) und Fe-Cr-Hydroxid vor. Die Ergebnisse der Proben bei höheren Temperaturen liegen bis dato leider nicht vor, somit können diesbezüglich auch keine Aussagen zu Korrelationen bei höheren Temperaturen gemacht werden. Trotzdem kann an dieser Stelle geschlussfolgert werden, dass Cr bei 300 °C scheinbar entweder in einer gut löslichen Verbindung bei dem sich eingestellten pH-Wert vorliegt oder sich die oberhalb von

105 °C vorliegende Cr-Phase zersetzt hat, da diese bei 105 °C noch für eine geringe Mobilität gesorgt hat.

Ein Blick auf das Röntgendiffraktogramm in Abbildung 54 zeigt, dass es in der Probe ST30 durch die thermische Behandlung zu einer Oxidation von  $\text{Fe}^{2+}$  auf  $\text{Fe}^{3+}$  zwischen 105 – 300 °C kommt. Durch diese Oxidation kommt es zum Zusammenbruch des Klinochlors  $((\text{Mg},\text{Fe}^{2+})_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8)$ , einem Vierschichtsilikat, welches  $\text{Fe}^{2+}$  in seiner Oktaederschicht einbaut. Aus dem freigewordene Fe bildet sich Hämatit ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) ab 300 °C.

Vermutlich kann die hohe Cr-Mobilität bei 300 °C auf die Oxidation von Fe zurückgeführt werden. Das Fe liegt im bei 20 °C detektierten Chromit auch als  $\text{Fe}^{2+}$  vor. Demnach könnte die Zerstörung der Chromit-Struktur bei 300 °C für die hohe Mobilität verantwortlich sein.

### **Altblagerung ST32: Halde Schrems**

Wie die ST30 ist auch bei der Probe ST32 ein Trend Richtung höherem Massenverlust bei höheren Temperaturen erkennbar, jedoch nicht so ausgeprägt (siehe Tabelle 34). Nach einer Behandlung bei 105 °C wird ein Massenverlust von 18,9 Ma%, bei 300 °C 21 Ma% und bei 500 °C 22,8 Ma% erfasst. Gleichzeitig können auch in den Ergebnissen der Thermoanalytik sowohl bei oxidierenden als auch bei reduzierenden Bedingungen hohe  $\text{CO}_2$ -Absorptionen in dem Temperaturbereich zwischen 20 – 500 °C, v.a. zwischen 200 – 400 °C, beobachtet werden.

Die Unterschiede, die sich durch die thermische Behandlung ergeben haben, sind auch in den Ergebnissen der Auflicht-Mikroskopie (siehe Abbildung 60) sichtbar. Für die Probe bei 20 °C ist eine dunkle, recht feinkörnige Matrix auffallend, die organische Bodenmatrix, die ab 105 °C größtenteils verschwindet. Es ist erkennbar, dass die Kornverbände bei 20 °C noch intakt sind, der Zerklüftungsgrad jedoch mit der Temperatur zunimmt. Die hellen reflektierten Bereiche liegen bei 105 °C eher inmitten von stark zerklüfteten Kornverbänden, sind bei 300 °C an den Korngrenzen vorhanden und bei 500 °C bilden sie scheinbar übriggebliebene Kornbestandteile.

Laut chemischen Analysen sind jeweils mehr als 1 % an Mg, Al, Si, P, K, Ca, Ti, Fe, Pb und vermutlich C enthalten. All diese Elemente außer P und Pb kommen in den mittels Röntgendiffraktometrie identifizierten Mineralphasen vor. Da die Röntgendiffraktometrie eine Nachweisgrenze von 2 Ma% hat und die Elemente P und Pb jeweils bei ca. 1 % liegen, ist es nachvollziehbar, dass diese nicht detektiert werden konnten, in den Ergebnissen der Mikrosonde jedoch wiederum schon. Umgekehrt treten in den identifizierten Mineralphasen keine chemischen Elemente auf, die nicht in der chemischen Analyse identifiziert worden sind.

Die Eluatuntersuchung ergibt für den Parameter Pb eine sehr hohe Mobilität bei 20 °C (pH-Wert von 7,6) und 500 °C (pH-Wert von 12,4) mit ungefähr 5 mg/kg TM (siehe Tabelle 40). Bei pH-Werten von 7,2 (105 °C) und 8,4 (300 °C) liegen die Werte nur sehr niedrig. Verglichen mit den Ergebnissen des Totalaufschlusses von 12.600 mg/kg TM liegen die Eluatgehalte prozentual zwar sehr niedrig, ergeben trotzdem einen fünffach höheren Gehalt als der Maßnahmenschwelldwert laut ÖNORM S 2088-1. Laut den Ergebnissen der Mikrosonde (siehe Abbildung 65 bis Abbildung 68) korreliert Pb bei 20 °C vor allem mit Zn, Mn und teilweise

Al, O und P und bei 105 °C wiederum mit Zn, Mn, Al, Ca und P. Bei 105 °C liegt Pb scheinbar in einem Calciumbleiphosphat vor, welches eher gering löslich ist und Zn eingelagert hat. Diese Tatsache korreliert mit den Eluatuntersuchungen, da bei dieser Temperatur niedrige Konzentrationen an mobilem Pb beobachtet werden.

In dem Temperaturbereich zwischen 105 – 300 °C hat sich das Calciumbleiphosphat zersetzt und sich bei 300 °C Bleisulfid gebildet, welches bis 500 °C stabil geblieben ist. Auffallend ist, dass die Löslichkeit der Pb-führenden Verbindung bei 500 °C sehr hoch ist, obwohl auch bei 300 °C dieselbe Phase auftritt und keine hohe Löslichkeit feststellbar ist. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass das bei 500 °C vorliegende Bleisulfid bei einem pH-Wert von 12,4 löslicher ist als bei 300 °C bei einem pH-Wert von 8,4. Durch diese Änderung im pH-Wert steigt scheinbar die Auslaugbarkeit von Pb, was analog für Zn gilt, da Zn bei jeder Temperatur dieselbe Verteilung wie Pb aufweist.

### **Altablagerung N82: Glanzstoff – Traisenau**

Bei der thermischen Behandlung der Probe hat sich bereits zwischen den Temperaturen von 20 – 105 °C ein sehr hoher Massenverlust von ca. 39 Ma% eingestellt (siehe Tabelle 34). In den Ergebnissen der Thermoanalytik zeigt sich in dem Temperaturbereich bis 100 °C hingegen nur ein Massenverlust von ca. 3 % und auch die Gram-Schmidt-Kurve zeigt keine hohen Absorptionen. Da die beiden Untersuchungen zeitlich ungefähr ein halbes Jahr auseinanderlagen, kann geschlussfolgert werden, dass die Probe, die für die thermische Behandlung bei 105 °C eingesetzt wurde, noch einen höheren Wassergehalt aufwies, der diesen hohen Massenverlust erklärt.

Die Ergebnisse der Kohlenwasserstoff-Untersuchung (siehe Tabelle 35) zeigen für die Probe N82 in jedem der drei erfassten chemischen Parameter (Benzo(a)pyren, PAK (Summe nach 16/EPA) und KW-Index) einen um ein Vielfaches höheren Messwert als die der anderen Proben. Diese Tatsache korreliert mit den hohen Massenverlusten in der thermischen Behandlung bei der Thermoanalytik in dem Temperaturbereich zwischen 100 – 500 °C, was im Bereich der Siedepunkte der enthaltenen Kohlenwasserstoffe liegt.

Die Unterschiede, die sich durch die thermische Behandlung ergeben haben, sind auch in den Ergebnissen der Auflicht-Mikroskopie (siehe Abbildung 61) sichtbar. Für die Probe bei 20 °C ist eine dunkle, recht feinkörnige Matrix auffallend, die organische Bodenmatrix, die ab 105 °C größtenteils verschwindet. Es ist erkennbar, dass die Kornverbände bei 20 °C noch intakt sind, der Zerklüftungsgrad jedoch mit der Temperatur zunimmt. Die hellen reflektierten Bereiche liegen bei 105 °C eher an den Korngrenzen und bei 500 °C bilden sie scheinbar übriggebliebene Kornbestandteile oder liegen alleinstehend vor.

Laut chemischen Analysen sind jeweils mehr als 1 % an Mg, Al, Si, Ca, Fe und vermutlich C enthalten. All diese Elemente kommen in den mittels Röntgendiffraktometrie identifizierten Mineralphasen vor. Umgekehrt treten in den identifizierten Mineralphasen keine chemischen Elemente auf, die nicht in der chemischen Analyse identifiziert worden sind.

Die Ergebnisse der Eluatuntersuchungen ergeben für diese Probe folgende Trends: Für Zn (siehe Abbildung 49) liegen die Eluatkonzentrationen bei 105 °C (pH-Wert von 7,0) am

höchsten bzw. bei 500 °C (pH-Wert von 12,6) am niedrigsten. Cu liegt bei höheren Temperaturen in geringeren Konzentrationen vor, wurde also durch die alkalischen pH-Werte, die sich bei höheren Temperaturen eingestellt haben, sichtbar stärker gebunden. Für den Parameter Pb liegen die Eluatkonzentrationen bei 20 °C (pH-Wert von 7,7) und bei 105 °C (pH-Wert von 7,0) hoch und bei 500 °C (pH-Wert von 12,6) sehr hoch.

Die Ergebnisse der Mikrosonden-Analytik zeigen, dass Pb und Zn bei 20 °C eine hohe Korrelation mit Si aufweisen, sind somit scheinbar silikatisch gebunden. Nach der thermischen Behandlung mit 105 °C ergibt sich Bleisulfat und Bleicarbonat, welche Zn enthalten. Oberhalb von 20 °C hat sich das Bleisilikat scheinbar zersetzt. Bei 500 °C zeigt Si wiederum eine hohe Korrelation mit Pb. Demnach besteht die Möglichkeit, dass Pb wiederum silikatisch gebunden vorliegt. Für 300 °C liegen leider bis dato keine Ergebnisse vor.

Bei 20 °C und 500 °C, wo hohe Pb-Mobilitäten sichtbar sind, ist scheinbar die silikatische Bindung für die hohe Auslaugbarkeit verantwortlich. Dies gilt analog für Zn, da es einen ähnlichen Auslaugungstrend wie Pb zeigt.

#### **Altstandort K29: BBU Miniumfabrik Saag**

Bei dieser Probe fällt auf, dass zwischen den Behandlungen bei 105 °C und 300 °C nur ein Unterschied von 2,2 Ma%, jedoch zwischen 300 – 500 °C fast eine Verdopplung des Massenverlusts (von 18,1 Ma% auf 31,3 Ma%) aufgezeichnet wird. Da die Kohlenwasserstoff-Untersuchung (siehe Tabelle 35) keine höheren Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen zeigt, stammt das bei der Thermoanalytik gemessene CO<sub>2</sub> aus der Oxidation der Bodenorganik.

Die Unterschiede, die sich durch die thermische Behandlung ergeben haben, sind auch in den Ergebnissen der Auflicht-Mikroskopie (siehe Abbildung 62) sichtbar. Für die Probe bei 20 °C ist eine dunkle, recht feinkörnige Matrix auffallend, die organische Bodenmatrix, die ab 105 °C größtenteils verschwindet. Es ist erkennbar, dass die Kornverbände bei 20 °C noch intakt sind, der Zerklüftungsgrad der Kornverbände jedoch mit der Temperatur zunimmt. Die hellen reflektierten Bereiche liegen bei 105 °C eher inmitten von stark zerklüfteten Kornverbänden, sind bei 300 °C eher alleinstehend oder an Korngrenzen angelagert und bei 500 °C bilden sie scheinbar übriggebliebene Kornbestandteile.

Laut chemischen Analysen sind jeweils mehr als 1 % an Mg, Al, Si, K, Ca, Fe und vermutlich C enthalten. All diese Elemente kommen in den mittels Röntgendiffraktometrie identifizierten Mineralphasen vor. Umgekehrt treten in den identifizierten Mineralphasen keine chemischen Elemente auf, die nicht in der chemischen Analyse identifiziert worden sind.

Die Ergebnisse des Totalaufschlusses ergeben für keinen einzigen Parameter auffällig hohe Werte. Trotzdem zeigen die Eluatuntersuchungsergebnisse für As bei 300 °C eine sehr hohe Mobilität. Mit einer Eluatkonzentration von 1,1 mg/kg TM und einem gemessenen Gesamtgehalt von 33 mg/kg TM liegen die mobilen Anteile von As bei ca. 3,3 %. Im Vergleich zu anderen Proben liegt diese Mobilität sehr hoch. Für Pb ergeben sich im Temperaturbereich von 20 – 300 °C (pH-Bereich von 7,2 – 9,4) nur sehr geringe Eluatkonzentrationen. Für

Temperaturen von 500 °C (pH-Wert bei 12,4) ist hingegen ein enormer Anstieg der Pb-Mobilität erkennbar, von 300 °C auf 500 °C um ca. den Faktor 100.

Die Identifikation der As-Phasen war durch die Mikrosonden-Analytik nicht möglich, da die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Für Pb ist bei 20 °C eine Korrelation mit P sowie teilweise mit Ca sichtbar, vermutlich ein Phosphohedyphan ( $\text{Ca}_2\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ ), welches über den gesamten Temperaturverlauf scheinbar erhalten geblieben ist, da auch bei 500 °C noch eine starke Korrelation mit P und Ca beobachtet werden kann. Da die Pb-Phase über 20 – 500 °C stabil geblieben ist, bei 500 °C jedoch eine weit höhere Mobilität von Pb beobachtet wird, kann vermutlich eine höhere Löslichkeit des Phosphohedyphan bei einem pH-Wert von 12,4 dafür verantwortlich sein.

### **Bodenprobe Poschacher**

Auch für diese Probe ist ein Massenverlust über der Temperatur sichtbar, jedoch nicht so signifikant wie für die anderen vier Proben. Da bei der Kohlenwasserstoff-Untersuchung (siehe Tabelle 35) keine höheren Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen nachgewiesen wurden, liegt der Massenverlust auch nicht so hoch wie für die organisch kontaminierten Proben. In der Gram-Schmidt-Kurve der Thermoanalytik-Ergebnisse wird in dem Temperaturbereich zwischen 20 – 500 °C fast ausschließlich  $\text{CO}_2$  absorbiert.

Die Unterschiede, die sich durch die thermische Behandlung ergeben haben, sind auch in den Ergebnissen der Aufricht-Mikroskopie (siehe Abbildung 63) sichtbar. Für die Probe bei 20 °C ist eine dunkle, recht feinkörnige Matrix auffallend, die organische Bodenmatrix, die ab 105 °C größtenteils verschwindet. Es ist erkennbar, dass die Kornverbände bei 20 °C noch intakt sind, der Zerklüftungsgrad der Kornverbände jedoch mit der Temperatur zunimmt. Die hellen reflektierten Bereiche nehmen auch mit der Temperatur zu, wobei sie bei 105 °C eher noch innerhalb von Kornverbänden liegen. Ab 300 °C bilden sie scheinbar übriggebliebene Kornbestandteile.

Laut chemischen Analysen sind jeweils mehr als 1 % an Na, Mg, Al, Si, K, Ca, Fe und vermutlich C enthalten. All diese Elemente außer Ca kommen in den mittels Röntgendiffraktometrie identifizierten Mineralphasen vor. Da die Röntgendiffraktometrie eine Nachweisgrenze von 2 Ma% hat und die Konzentration von Ca bei ca. 2 % liegt, ist es möglich, dass gerade noch keine Ca-Phase detektiert werden konnte. Umgekehrt treten in den identifizierten Mineralphasen keine chemischen Elemente auf, die nicht in der chemischen Analyse identifiziert worden sind.

Für die Probe Poschacher liegen laut RFA-Ergebnissen die Konzentrationen wichtiger umweltrelevanter Elemente in keinen relevanten Konzentrationen (unterhalb der Nachweisgrenze der RFA) vor. Auch die Ergebnisse der Gesamtgehalte aus dem Totalaufschluss ergeben keine auffälligen Messwerte. Betrachtet man hingegen die Eluatuntersuchung zeigt sich für Cr eine erhöhte Mobilität bei 300 °C (pH-Wert bei 8,2) und ein Maximum bei 500 °C (pH-Wert bei 11,6). Obwohl der Cr-Gesamtgehalt nur bei 90 mg/kg TM lag, ergeben sich für eine Eluatkonzentration bei 500 °C von 5,0 mg/kg TM ein mobiler Cr-

Anteil von ca. 5,6 %. Leider konnten zur Mineralidentifikation keine Cr-Phasen in der Mikrosonden-Analytik oder in der Röntgendiffraktometrie gefunden werden, was aber angesichts des geringen Cr-Gesamtgehalts plausibel ist.

Obwohl die Pb-Gehalte in dieser Probe in keinen relevanten Konzentrationen (unterhalb der Nachweisgrenze von 0,025 Ma% der Röntgenfluoreszenzanalyse) vorliegen, konnte trotzdem Bleisulfat mittels Mikrosonde bei 20 °C identifiziert werden. Die Eluatgehalte sind jedoch durchwegs sehr gering. Für die Probe bei 105 °C ist eine hohe Korrelation zwischen Cu und Zn sichtbar. Laut Eluatuntersuchungen ergibt sich für die beiden Elemente jedoch ein gegensätzlicher Trend. Für 105 °C wird für Cu der höchste Eluatgehalt über der Temperatur gemessen. Bei den anderen Temperaturen liegt dieser viel niedriger. Hingegen zeigt Zn bei 500 °C ein Mobilitätsmaximum und liegt bei 20 – 300 °C nahezu bei null.

Für die Probe bei 300 °C und 500 °C ergibt sich für Ba hohe Korrelationen mit S. Generell liegen die Ba-Eluatkonzentrationen über den gesamten Temperaturverlauf jedoch so niedrig, dass keine weiteren Aussagen hinsichtlich der Mobilität gemacht werden kann.

Zusammenfassend hängt die Schwermetallmobilität von einigen Faktoren ab, wie in Kapitel 1.3.3 geschildert. Demnach konnte auch bei dieser Mobilitätsstudie beobachtet werden, dass es beim Vorliegen von gleichen Schwermetallphasen in unterschiedlichen Proben trotzdem teilweise zu verschiedenen Mobilitäten kam. Die vorliegende Schwermetallspezies und der sich einstellende pH-Wert, welche beide von der Behandlungstemperatur und der Bodenzusammensetzung abhängig sind, waren in erster Linie für die Auslaugbarkeit verantwortlich.

Für die vorliegenden Proben würde eine TCH-Sanierung bei 500 °C eine höhere Mobilität für Ba, Zn und Pb bedeuten, hingegen eine Immobilisierung von As, Cu und Cr. In der unmittelbaren Umgebung um die Heizlanze ergeben sich die höchsten Temperaturen, die jedoch mit zunehmendem Abstand abnehmen. In diesen kühleren Temperaturbereichen (105 – 300 °C) würde sich wiederum eine höhere Mobilität für As, Cu und Cr einstellen. Demnach kann im Allgemeinen keine pauschale Aussage bezüglich einer Erhöhung oder Erniedrigung der Schwermetallmobilität während einer TCH gemacht werden.

Außerdem wurden die thermischen Behandlungen jeweils innerhalb von sieben Tagen abgeschlossen, um danach die Mineralogie und Auslaugbarkeit zu untersuchen. Im Feld dauert eine TCH-Sanierung oft Monate. Somit könnte eine länger anhaltende thermische Beanspruchung noch weitere Effekte mit sich bringen. Jedoch ist aufgrund der geringen Partikelgröße davon auszugehen, dass die Proben im Versuchszeitraum durcherhitzt und entsprechende Reaktionen abgelaufen sind, was auch durch die Ergebnisse der mineralogischen Analysen gestützt werden.

Aus dieser Arbeit ergeben sich zahlreiche Hypothesen zur Mobilität von Schwermetallen nach einer thermischen Behandlung, die durch weiterführende Untersuchungen und hydrogeochemische Modellierungen überprüft werden sollten.

## 5 Zusammenfassung

Die Sanierung von Altlasten mit organischen Kontaminationen ist in der heutigen Zeit sehr gut mit thermischen In-situ-Verfahren wie den festen Wärmequellen (thermal conductive heating, TCH) durchführbar. Schwermetalle, die auf co-kontaminierten Altlasten in Kombination mit organischen Kontaminationen auftreten können, werden durch diese Sanierungsmethode hingegen nicht entfernt. Durch Veränderungen in der Bodenstruktur während der thermischen Sanierung könnten die im Boden gebundenen Schwermetalle erneut mobilisiert werden.

Ein großes Umweltrisiko würde die Mobilisierbarkeit der Schwermetalle durch eine thermische Sanierung bedeuten. Die im Boden enthaltenen Schwermetalle, die durch unterschiedliche Auswirkungen mobilisiert werden können, würden auf diese Art ins Grundwasser gelangen und weitertransportiert werden. Das Ziel einer Sanierung ist jedoch nicht, dass eine Schadstoffverfrachtung in andere Umweltkompartimente stattfindet. Ob es aber zu einer erhöhten Mobilisierbarkeit von Schwermetallen kommt, ist während einer Sanierung mittels TCH bis dato noch nicht überwacht worden (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020).

Um diese Auswirkungen einer thermischen Sanierung auf die Schwermetallmobilität zu erfassen, widmete sich die vorliegende Masterarbeit der Identifikation vorliegender Schwermetallspeziationen in fünf unterschiedlichen Bodenproben vor und nach einer thermischen Behandlung, um Veränderungen in ihrem Auslaugverhalten zu erfassen.

Für die Untersuchung der Schwermetallmobilität im Labor wurden Bodentypen und -arten von fünf unterschiedlichen Altlasten untersucht. Nach einer umfassenden Recherchetätigkeit bezüglich geeigneter österreichischer Altlasten mit Schwermetallkontaminationen konnten insgesamt vier beprobt werden. Die für die Untersuchung herangezogenen Bodenproben stammten aus der Altlast ST30 (Lederfabrik Schmidt), ST32 (Halde Schrems), N82 (Glanzstoff – Traisenau) und K29 (BBU Miniumfabrik Saag). Die fünfte kontaminierte Bodenprobe wurde von der Firma Poschacher zur Verfügung gestellt.

Die erhaltenen Bodenproben wurden homogenisiert und bei einem Siebschnitt von 2 mm gesiebt. Alle weiteren Analysen wurden lediglich mit der Fraktion kleiner 2 mm durchgeführt.

Die thermische Behandlung der Bodenproben, um die Auslaugbarkeit der Schwermetalle in Abhängigkeit von der Temperatur zu erhalten, erfolgte bei 105 °C, 300 °C und 500 °C. Die dabei erhaltenen Massenverluste unterschieden sich von Feststoffprobe zu Feststoffprobe sehr stark. Sie bewegten sich für die höchste Erhitzung bei 500 °C zwischen ca. 23 – 55 %. Auffällig war, dass v.a. in den Proben ST30 und N82, die laut Kohlenwasserstoff-Untersuchungen auch erhöhte Parameter für Kohlenwasserstoffe aufwiesen, der Massenverlust insgesamt höher ausfiel. In den thermoanalytischen Untersuchungen konnte der Massenverlust in diesem Temperaturbereich (20 – 500 °C) für jede Probe auf die Verflüchtigung von CO<sub>2</sub> und teilweise Wasser zurückgeführt werden.

Nach Erhalt der thermisch behandelten Bodenproben dienten folgende chemische und mineralogische Untersuchungsverfahren zur Analyse der Schwermetallmobilität bei verschiedenen Temperaturen: Die Röntgenfluoreszenzanalyse diente der Bestimmung der

chemischen Zusammensetzung der thermisch unbehandelten Proben. Für die Probe ST30 wurden geringe Konzentrationen an Cr gemessen. Für die ST32 konnten Zn, Pb und Cu und für die Probe N82 Cu und Zn in hohen Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Probe K29 und Poschacher zeigten keine relevanten Konzentrationen an Schwermetallen.

Mit den Ergebnissen der Eluatkonzentrationen aus Reinstwassereluaten konnten Mobilitätstrends einiger Schwermetallkationen wie Pb, Ba, Cr, Cu, Ni, Zn und As beobachtet werden. Cr zeigte bei vier von den fünf Proben eine höhere Mobilität bei einer Temperatur von 300 °C in einem pH-Wert-Bereich von 8,4 – 10,1. Für Cu sank die Mobilität bei höheren Temperaturen (300 – 500 °C) und ergab bei 105 °C, wo sich für alle Proben der niedrigste pH-Wert einstellte, die höchste Mobilität. Zn zeigte bei jeder Probe die geringste Mobilität bei 300 °C und pH-Werten von 8,2 – 10,1. Im unteren (bei 20 °C und 105 °C) und oberen (bei 500 °C) Temperaturbereich wurde Zn sichtbar mobiler, wobei für die Probe Poschacher bei 500 °C bei einem pH-Wert von 11,6 die höchste Mobilität feststellbar war und für die Probe N82 bzw. ST32 eher im unteren Temperaturbereich bei pH-Werten von 7,7 bzw. 7,6. Für As stellte sich für alle Proben die höchste Mobilität bei 300 °C (pH-Bereich von 8,2 – 10,1) und die niedrigste Mobilität bei 500 °C (pH-Bereich von 11,5 – 12,6) ein. Bei Ba war ein Verhalten in Richtung höhere Mobilität bei alkalischen pH-Werten und höheren Temperaturen sichtbar. Der pH- und temperaturabhängige Verlauf der Pb-Konzentration zeigte für alle Proben eine höhere Mobilität von Pb bei 20 °C (pH-Bereich von 7,2 – 8,0) und ein Mobilitätsmaximum bei 500 °C (pH-Bereich von 11,5 – 12,6). Zwischen 105 – 300 °C (pH-Bereich von 7,1 – 10,1) war Pb am geringsten mobil.

Durch eine parallele Betrachtung der Röntgendiffraktogramme und Elementverteilungskarten der Mikrosonden-Analytik war es möglich, die Schwermetallspeziation zu identifizieren und folglich eine Korrelation zwischen Auslaugbarkeit und vorliegender Speziation zu erkennen. Da laut Röntgenfluoreszenzanalyse jedoch keine Schwermetalle in einer Konzentration von über 2 Ma% vorlagen, konnten auch keine schwermetallhaltigen Phasen mittels Röntgendiffraktometrie identifiziert werden. Jedoch konnte der Zerfall von Mineralphasen, die Schwermetalle adsorbieren können, wie z.B. Schichtsilikaten, sowie die Zersetzung von Calcit, die eine Erhöhung des pH-Wertes nach sich zieht, mit dieser Methode nachgewiesen werden.

Mit der Mikrosonde konnten hingegen für einige Proben schwermetallhaltige Mineralphasen identifiziert und Aussagen betreffend deren Stabilität über der Temperatur und deren Auslaugbarkeit gemacht werden, während in anderen Fällen die vorliegenden Konzentrationen der Schwermetalle sogar für diese Untersuchungsmethode zu gering waren.

Für die meisten Proben wurde eine Pb-führende Phasen über die Mikrosonden-Analytik detektiert. In der Probe ST32 bildete sich ab 105 °C ein schwerlösliches Calciumbleiphosphat, welches laut den Eluatuntersuchungen für die geringe Pb-Mobilität verantwortlich ist. Das Calciumbleiphosphat zersetzte sich zwischen 105 – 300 °C. Ab 300 °C wurde ein Bleisulfid gebildet, welches bis 500 °C stabil blieb. Auffallend ist, dass die Löslichkeit der Pb-führenden Verbindung zwischen 300 °C auf 500 °C um das 100-Fache stieg, obwohl auch bei 300 °C dieselbe Phase auftrat und keine hohe Löslichkeit feststellbar war. Eine mögliche Erklärung

dafür könnte sein, dass das bei 500 °C vorliegende Bleisulfid bei einem pH-Wert von 12,4 löslicher war als bei 300 °C bei einem pH-Wert von 8,4.

Auch für die Probe K29 ist ebenfalls ein Calciumbleiphosphat detektiert worden, welches sich jedoch nicht wie in Probe ST32 über die Temperatur zersetzte, sondern nachweisbar stabil blieb. Im Temperaturbereich von 20 – 300 °C (pH-Bereich von 7,2 – 9,4) wurden nur sehr geringe Eluatkonzentrationen gemessen. Bei Temperaturen von 500 °C (pH-Wert bei 12,4) war hingegen ein enormer Anstieg der Pb-Mobilität erkennbar, ca. um den Faktor 100. Aufgrund der Tatsache, dass bei 500 °C eine weit höhere Mobilität von Pb beobachtet wurde, obwohl immer dieselbe Bleiphase vorlag, musste der höhere pH-Wert von 12,4 eine höhere Löslichkeit des Calciumbleiphosphates verursacht haben.

Für die Probe N82 korrelierte Pb bei 20 °C mit Zn und Si und war somit silikatisch gebunden. Die Eluatgehalte zeigten bei dieser Temperatur eine hohe Pb-Mobilität. Zwischen 20 – 105 °C kam es zur Entstehung von Bleisulfat und Bleicarbonat, wobei auch diese Bindung zu einer hohen Mobilität von Pb führte. Nach einer thermischen Behandlung bei 500 °C korrelierte Pb erneut stark mit Si. Demnach verursachte scheinbar die silikatische Bindung von Pb eine hohe Mobilität. Bei 300 °C konnten die niedrigsten Konzentrationen von Pb im Eluat gemessen werden, da jedoch zum Zeitpunkt der Auswertung keine Mikrosondenergebnisse für diese Temperatur vorlagen, konnte nicht eruiert werden, welche Mineralphase für die Immobilisierung verantwortlich war.

In der Probe ST30, die laut Röntgenfluoreszenzanalyse geringe Konzentrationen an Cr enthielt, wurde laut Mikrosonden-Analytik Chromit und Fe-Cr-Hydroxid beobachtet. Da die Ergebnisse der Proben bei höheren Temperaturen bei dieser Auswertung nicht vorlagen, konnten keine Aussagen zu Mineralphasenänderungen gemacht werden. Trotzdem konnte die Vermutung angestellt werden, dass die hohe Cr-Mobilität, die sich bei 300 °C einstellte, mit der Oxidation von Fe zusammenhing. Demnach könnte die Zerstörung der Chromit-Struktur bei 300 °C für die hohe Mobilität verantwortlich gewesen sein.

Für die Probe Poschacher lagen leider keine relevanten Konzentrationen der Elemente vor. Die Detektion schwermetallhaltiger Phasen war sogar durch die Mikrosonde fast nicht möglich. Aus diesem Grund können für diese Probe keine besonderen Trends in der Schwermetallmobilität erkannt werden.

Zusammenfassend konnte beobachtet werden, dass die vorliegende Schwermetallspezies und der sich einstellende pH-Wert, welche beide von der Behandlungstemperatur und der Bodenzusammensetzung abhängen, für die Auslaugbarkeit verantwortlich sind. Bei einer TCH (thermal conductive heating) bei 500 °C wurde eine höhere Mobilität für Ba, Zn und Pb festgestellt, für As, Cu und Cr jedoch bei niedrigeren Temperaturen (105 – 300 °C). Da sich bei einer TCH unterschiedlichste Temperaturbereiche einstellen, kann demnach keine pauschale Aussage bezüglich einer Erhöhung oder Erniedrigung der Schwermetallmobilität während einer TCH gemacht werden.

## 6 Verzeichnisse

### 6.1 Literatur

**Alloway, B. J.** (1999): Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentration, Wechselwirkung: Springer-Verlag Berlin Heidelberg GmbH.

**ALSAG** (1989): Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz).

**Berteau, M.; Müller, A.; Fröhlich, P.; Katzberg, M.** (2013): Industrielle Anorganische Chemie. Vierte, vollständig überarbeitete und aktualisierte Auflage. Weinheim, Deutschland: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

**Biache, C.; Mansuy-Huault, L.; Faure, P.; Munier-Lamy, C.; Leyval, C.** (2008): Effects of thermal desorption on the composition of two coking plant soils: impact on solvent extractable organic compounds and metal bioavailability. In: Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 156 (3), S. 671–677. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.06.020.

**Biswas, B.; Qi, F.; Biswas, J.; Wijayawardena, A.; Khan, M. A. I.; Naidu, R.** (2018): The Fate of Chemical Pollutants with Soil Properties and Processes in the Climate Change Paradigm - A Review. In: undefined. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/The-Fate-of-Chemical-Pollutants-with-Soil-and-in-Biswas-Qi/7762f961d14b681c5c1046df99bdc63c8a3f4366>.

**Bonnard, M.; Devin, S.; Leyval, C.; Morel, J-L; Vasseur, P.** (2010): The influence of thermal desorption on genotoxicity of multipolluted soil. In: Ecotoxicology and Environmental Safety 73 (5), S. 955–960. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2010.02.023.

**Brasser, T.; Mönig, J.; Scherschel, C.; Veerhoff, M.** (2002): Sorptionsdatenbank SODA. Datenbank zur Bestandsaufnahme und Bewertung geochemischer Informationen zum Verhalten von Abfallinhaltsstoffen im Deckgebirge einer UTD/UTV. Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH.

**Bulgariu, L.; Ratoi, M.; Bulgariu, D.; Macoveanu, M.** (2008): EQUILIBRIUM STUDY OF Pb(II) AND Hg(II) SORPTION FROM AQUEOUS SOLUTIONS BY MOSS PEAT. In: Environmental Engineering and Management Journal, 2008, S. 511–516.

**Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) und Umweltbundesamt GmbH (UBA)** (2021): [www.altlasten.gv.at](http://www.altlasten.gv.at), mehrfach abgerufen zwischen 01.08.2020 und 31.07.2021.

**Calmano, W.; Hong, J.; Förstner, U.** (1992): Einfluß von pH-Wert und Redoxpotential auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Standorten. In: Vom Wasser, 1992, S. 245–257.

**Caporale, A. G.; Violante, A.** (2015): Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. In: undefined. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/Chemical-Processes-Affecting-the-Mobility-of-Heavy-Caporale-Violante/6395c4154c611cdeacea1ff3d4caab51f1962afe>.

**DIN EN ISO 10304-1**, 07-2009: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007).

**DIN EN ISO 26845**, 06-2008: Chemische Analyse feuerfester Erzeugnisse - Allgemeine Anforderungen an die nasschemische Analyse, Atomabsorptionsspektrometrie (AAS)-Verfahren, Atomemissionsspektrometrie mit Anregung durch ein induktiv gekoppeltes Plasma (ICP-AES).

**DIN 38405-24**, 05-1987: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Photometrische Bestimmung von Chrom(VI) mittels 1,5-Diphenylcarbazon (D 24).

**DIN 51001**, 08-2003: Prüfung oxidischer Roh- und Werkstoffe - Allgemeine Arbeitsgrundlagen zur Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA).

**DIN 51418-2**, 03-2015: Röntgenspektralanalyse - Röntgenemissions- und Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) - Teil 2: Begriffe und Grundlagen zur Messung, Kalibrierung und Auswertung.

**Döberl, G.** (2012): Altstandort und Altablagerung "Lederfabrik Schmidt". Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§§ 13 und 14 Altlastensanierungsgesetz). Umweltbundesamt GmbH.

**Döberl, G.** (2019): Altablagerung „Halde Schrems“. Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung. Umweltbundesamt GmbH.

**Dörrie, T.** (2012): Altstandort "BBU Miniumfabrik Saag". Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§13 und §14 Altlastensanierungsgesetz). Umweltbundesamt GmbH.

**Dörrie, T. und Längert-Mühlegger, H.** (2010): Technologiequicksan, In-situ-Sanierungstechnologien. Umweltbundesamt GmbH.

**DVO** (2008): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung).

**EN 14039**, 01-01-2005: Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 mittels Gaschromatographie.

**EN 14997**, 15-05-2015: Charakterisierung von Abfällen – Untersuchung des Elutionsverhaltens – Einfluss des pH-Wertes auf die Elution unter voriger Säure/Base-Zugabe.

**Fent, K.** (2013): Ökotoxikologie. Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie. 4. Auflage. Stuttgart: Georg Thieme Verlag KG.

**Freudenschuß, A.; Obersteiner, E.; Schwarz, S.** (2007): SCHWERMETALLE IN OBERBÖDEN KARTENBAND. Auswertungen aus dem österreichweiten Bodeninformationssystem BORIS. Umweltbundesamt GmbH. Wien.

**Fritsche, H.; Häberle, G.; Häberle, H.; Heinz, E.; Kürbiß, B.; Paul, C.-D.** (2017): Fachwissen Umwelttechnik. 7. überarbeitete und erweiterte Auflage. Haan-Gruten: Europa-Lehrmittel Nourney Vollmer GmbH & Co. KG.

**Fuchs, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S.** (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung. Abschlussbericht. Umweltbundesamt GmbH. Dessau-Roßlau.

**GM Remediation Systems GmbH; S-PEC e.U.; Montanuniversität Leoben** (2020): Projektantrag "Innovationen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung" (InnoBLA).

**Granzin, S.; Valtl, M.** (2020): Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Stand: 1. Jänner 2020. Umweltbundesamt GmbH. Wien.

**Granzin, S.; Valtl, M.** (2021): Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Stand: 1. Jänner 2021. Umweltbundesamt GmbH. Wien.

**Google Maps** (2021): [www.google.at/maps](http://www.google.at/maps), mehrfach abgerufen zwischen 01.08.2020 und 31.07.2021.

**Greim, H.** (2017): Das Toxikologiebuch. Grundlagen, Verfahren, Bewertung. Weinheim, Deutschland: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

**Hiester, U.; Müller, M., Koschintzky, H.P.; Trötschler, O.; Roland, U.; Holzer, F.** (2012): Leitfaden. Thermische in situ-Sanierungsverfahren (TISS) zur Entfernung von Schadensherden aus Boden und Grundwasser. Terra-, Aqua- und Sanierungskompetenzzentrum (TASK).

**Kim, R.-Y.; Yoon, J.-K.; Kim, T.-S.; Yang, J. E.; Owens, G.; Kim, K.-R.** (2015): Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation--a critical review. In: Environmental Geochemistry and Health 37 (6), S. 1041–1061. DOI: 10.1007/s10653-015-9695-y.

**Kördel, W.; Bernhardt, C.; Kaiser, D.; Hennecke, D.** (2011): Untersuchungen zum Vollzug und zur Weiterentwicklung der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung. Teil 1. Umweltbundesamt GmbH. Dessau-Roßlau.

**O'Brien, P. L.; DeSutter, T. M.; Casey, F. X. M.; Khan, E.; Wick, A. F.** (2018): Thermal remediation alters soil properties - a review 2018, 2018 (Journal of Environmental Management 206 (2018)), S. 826–835.

**ÖNORM EN 13656**, 01-12-2002: Charakterisierung von Abfällen – Aufschluss mittels Mikrowellengerät mit einem Gemisch aus Fluorwasserstoffsäure (HF), Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) und Salzsäure (HCl) für die anschließende Bestimmung der Elemente im Abfall.

**ÖNORM EN 14582**, 01-11-2016: Charakterisierung von Abfällen - Halogen- und Schwefelgehalt - Sauerstoffverbrennung in geschlossenen Systemen und Bestimmungsmethoden.

**ÖNORM EN ISO 17294-2**, 15-01-2017: Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope (ISO 17294-2:2016).

**ÖNORM L 1200**, 01-01-2003: Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden, Klärschlämmen und Komposten.

**ÖNORM S 2091**, 01-05-2006: Altlasten – Feststoff-Probenahme Entnahme von Feststoffproben von Altablagerungen und Altstandorten.

**ÖNORM S 2088-1**, 01-09-2004: Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser.

**ÖNORM S 2088-2**, 01-09-2014: Kontaminierte Standorte. Teil 2: Nutzungsspezifische Beurteilung der Verunreinigungen des Bodens von Altstandorten und Altablagerungen.

**ÖNORM S 2089**, 01-05-2006: Altlastensanierung - Sicherungs- und Dekontaminationsverfahren.

**Olaniran, A. O.; Balgobind, A.; Pillay, B.** (2013): Bioavailability of Heavy Metals in Soil: Impact on Microbial Biodegradation of Organic Compounds and Possible Improvement Strategies. In: undefined. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/Bioavailability-of-Heavy-Metals-in-Soil%3A-Impact-on-Olaniran-Balgobind/be900ba5afee92f83fe5992a59a19a2f6bb1a418>.

**Reineke, W.; Schlömann, M.** (2020): Umweltmikrobiologie. 3. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

**Roh, Y.; Edwards, N. T.; Lee, S. Y.; Stiles, C. A.; Armes, S.; Foss, J. E.** (2000): Thermal-Treated Soil for Mercury Removal: Soil and Phytotoxicity Tests. In: Journal of environmental quality. Online verfügbar unter <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201900377571>.

**Scheffer F. & Schachtschabel, P.** (2018): Lehrbuch der Bodenkunde. 17., überarbeitete und ergänzte Auflage: Springer-Verlag GmbH Deutschland.

**Sherene, T.** (2010): Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment, 2010 (Biological Forum - An International Journal 2(2)), S. 112–121.

**Valtl, M.** (2016): Altablagerung „Glanzstoff - Traisenau“. Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§§ 13 und 14 Altlastensanierungsgesetz). Umweltbundesamt GmbH.

**Vidonish, J. E.; Zygourakis, K.; Masiello, C. A.; Gao, X.; Mathieu, J.; Alvarez, P.J.J.** (2016): Pyrolytic Treatment and Fertility Enhancement of Soils Contaminated with Heavy Hydrocarbons. In: Environmental Science & Technology. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/Pyrolytic-Treatment-and-Fertility-Enhancement-of-Vidonish-Zygourakis/d9bc89d31dee83b578622f929fa6a75121b5f881>.

**Violante, A.; Cozzolino, V.; Perelomov, L.; Caporale, A. G.; Pigna, M.** (2010): MOBILITY AND BIOAVAILABILITY OF HEAVY METALS AND METALLOIDS IN SOIL ENVIRONMENTS, 2010 (J. Soil. Sci. Plant Nutr. 10 (3)), S. 268–292.

**Vollprecht, D.; Riegler, C.; Ahr, F.; Stuhlpfarrer, S.; Wellacher, M.** (2020): Sequential chemical extraction and mineralogical bonding of metals from Styrian soils. In: International Journal of Environmental Science and Technology (17), S. 3663–3676. DOI: 10.1007/s13762-020-.

## 6.2 Abkürzungen

< 2 mm	Kleiner als 2 Millimeter
> 2 mm	Größer als 2 Millimeter
Å	Angström
ALSAG	Altlastensanierungsgesetz
AVAW	Abfallverwertung und Abfallwirtschaft
BLA	Bodenluftabsaugung
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
bzw.	beziehungsweise
°C	Grad Celsius
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
°C/min	Grad Celsius pro Minute
cmol <sub>c</sub> /kg	Menge austauschbarer Kationen je Kilogramm Boden
d.h.	das heißt
DOM	dissolved organic matter
DSC	Dynamische Differenzkalorimetrie
DTA	Differenz-Thermoanalyse
DVO	Deponieverordnung

EMS	Elektronenmikrosonden
engl.	in Englisch für
ERH	Electrical Resistive Heating
etc.	et cetera
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer
g	Gramm
GMRS	GM Remediation Systems GmbH
GOK	Geländeoberkante
h	Stunden
IC	Ion Chromatography
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry
InnoBLA	Innovationen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung
KAK	Kationenaustauschkapazität
KAK <sub>eff</sub>	Effektive Kationenaustauschkapazität
KAK <sub>pot</sub>	Potenzielle Kationenaustauschkapazität
KW	Kohlenwasserstoffe
KW-Index	Kohlenwasserstoff-Index
µm	Mikrometer
m/s	Meter pro Sekunde
m <sup>2</sup>	Quadratmeter
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
Ma%	Massenprozent
mg	Milligramm
mg/l	Milligramm pro Liter
min	Minuten
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
mmol/kg	Millimol pro Kilogramm
mmol/l	Millimol pro Liter
mol/l	Mol pro Liter
mol/kg	Mol pro Kilogramm
MUL	Montanuniversität
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
POL	Huminsäureähnliche Probe
PW	Prüfwert
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
RFH	Radio Frequency Heating
RW	Richtwert
s	Sekunden
SEE	Steam Enhanced Extraction
TCH	Thermal conductive heating
TG	Thermogravimetrie

u.a.	unter anderem
UBA	Umweltbundesamt
v.a.	vor allem
VT	Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes
XRD	Röntgendiffraktometrie

### 6.3 Tabellen

Tabelle 1: Einteilung und Anwendung der physikalischen In-situ-Verfahren. (Dörrie und Längert-Mühlegger 2010).....	5
Tabelle 2: Grenzwerte für Gesamtgehalte und Gehalte im Eluat für Bodenaushubmaterial laut DVO Anhang 1 und Prüfwerte a und b laut ÖNORM S 2088-1. ....	10
Tabelle 3: Selektivitätsreihenfolge je Tonmineralart. (Alloway 1999) .....	16
Tabelle 4: Stabilitätskonstanten verschiedener metallorganischer Komplexe in Abhängigkeit des pH-Wertes. (modifiziert nach (Kim et al. 2015)) .....	19
Tabelle 5: Ausgewählte Böden mit ihrer $KAK_{eff}$ und $KAK_{pot}$ . (Scheffer F. und Schachtschabel 2018).....	20
Tabelle 6: Darstellung der Mediane der Gesamtgehalte eingeteilt in die Nutzungskategorie Wald-, Grünland und Ackerboden (Abkürzungen: kb für karbonatbeeinflusst, kf für karbonatfrei). (Freudenschuß et al. 2007).....	24
Tabelle 7: pH-Abhängigkeit der unterschiedlichen Schwermetallspezies – Anteil des freien Metallionen-Anteils je nach pH-Wert in Seewasser. (Fent 2013) .....	25
Tabelle 8: Hauptsächlich vorliegende Speziationen in sauren und basischen Böden. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018).....	26
Tabelle 9: Konzentrationen an säureextrahierbaren Elementen in den unbehandelten und thermisch behandelten Bodenproben. (Roh et al. 2000).....	31
Tabelle 10: Definition der „Plan A“- , „Plan B“- , „Plan-C“- und „Plan D“-Altlasten. ....	34
Tabelle 11: Daten zur Berechnung der Mindestprobenmenge thermisch unbehandelter Proben. ....	37
Tabelle 12: Daten zur Berechnung der Mindestprobenmenge thermisch behandelter Proben. ....	37
Tabelle 13: Daten zur Berechnung der gesamten Mindestprobenmenge.....	38
Tabelle 14: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altablagerungen mit organischer und anorganischer Kontamination.....	45
Tabelle 15: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altstandorte mit organischer und anorganischer Kontamination.....	49
Tabelle 16: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altablagerungen mit anorganischer Kontamination. ....	50

Tabelle 17: Ergebnisse der Altlastenrecherche – Altstandorte mit anorganischer Kontamination. ....	51
Tabelle 18: Eckdaten der ST30. (Döberl 2012).....	52
Tabelle 19: Ergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchung von 90 Feststoffproben der ST30. (Döberl 2012) .....	53
Tabelle 20: Ergebnisse der Eluatuntersuchung von 46 Feststoffproben der ST30. (Döberl 2012).....	54
Tabelle 21: Eckdaten der N82. (Valtl 2016) .....	56
Tabelle 22: Ergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchung von 41 Feststoffproben der N82. (Valtl 2016).....	57
Tabelle 23: Ergebnisse der Eluatuntersuchung von ausgewählten Feststoffproben der N82. (Valtl 2016).....	58
Tabelle 24: Eckdaten der ST32. (Döberl 2019).....	60
Tabelle 25: Ergebnisse der Gesamtgehaltuntersuchung von Feststoffproben der ST32. (Döberl 2019) .....	61
Tabelle 26: Eckdaten der K29. (Dörrie 2012).....	63
Tabelle 27: As-Gehalte in den Teilbereichen der K29. (Dörrie 2012).....	64
Tabelle 28: Pb-Gehalte in den Teilbereichen der K29. (Dörrie 2012).....	64
Tabelle 29: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der ST30. ....	67
Tabelle 30: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der N82. ....	68
Tabelle 31: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der ST32. ....	69
Tabelle 32: Zusammenfassende Eckdaten der Probenahme auf der K29. ....	70
Tabelle 33: Probenbezeichnung der thermisch behandelten und unbehandelten Proben. ....	71
Tabelle 34: Massenbilanz der thermischen Behandlung. ....	72
Tabelle 35: Ergebnisse der Kohlenwasserstoff-Untersuchung.....	80
Tabelle 36: Ergebnisse der RFA-Analysen.....	81
Tabelle 37: Ergebnisse des semi-quantitativen ICP-MS-Screenings für die totalaufgeschlossenen Proben. ....	84
Tabelle 38: Ergebnisse des semi-quantitativen IC-Screenings der kalorimetrisch aufgeschlossenen Proben.....	86
Tabelle 39: Untersuchungsergebnisse des alkalischen Aufschlusses.....	87
Tabelle 40: Ergebnisse des semi-quantitativen ICP-MS-Screenings der Reinstwassereluate. ....	102
Tabelle 41: Ergebnisse des semi-quantitativen IC-Screenings der Reinstwassereluate. ....	110

Tabelle 42: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotenzial und Cr(VI) der Reinstwassereluate. ....	111
---	-----

## 6.4 Abbildungen

Abbildung 1: Schadwirkung von Altlasten. (ÖNORM S 2088-1).....	3
Abbildung 2: Häufigkeit von Schadstoffen bei Altlasten. (Granzin und Valtl 2021) .....	4
Abbildung 3: Projektziele von InnoBLA. (GM Remediation Systems GmbH et al. 2020) .....	7
Abbildung 4: Wechselwirkungen von Metallen in Böden. (Kim et al. 2015) .....	14
Abbildung 5: Umwandlung von Tonmineralen (M ... Metallkation). (Scheffer F. und Schachtschabel 2018).....	16
Abbildung 6: Adsorptionsfähigkeit von Goethit in Abhängigkeit des pH-Wertes. (Scheffer F. und Schachtschabel 2018) .....	17
Abbildung 7: Cu-Adsorption an Goethit in Abhängigkeit des Pb/Cu-Molverhältnisses (R) und der An- und Abwesenheit von Oxalsäure. (Violante et al. 2010).....	22
Abbildung 8: Freisetzung von Cu bei unterschiedlichen Redoxpotenzialen und pH-Werten. (Calmano et al. 1992).....	27
Abbildung 9: Phasenveränderung von Cd in Abhängigkeit der Redoxzyklen. (Calmano et al. 1992).....	28
Abbildung 10: Schema der Versuchsdurchführung .....	40
Abbildung 11: Gehalte an Cr <sub>ges</sub> im Oberboden (0 – 0,1 m). (Döberl 2012).....	55
Abbildung 12: Analyseergebnisse der Feststoffuntersuchungen. (Valtl 2016).....	59
Abbildung 13: Gesamtgehalte von Pb im Oberboden. (Döberl 2019).....	62
Abbildung 14: Verteilung des Parameters Pb (links) und As (rechts). (Dörrie 2012) .....	65
Abbildung 15: Probenahmestellen ST30_A und ST30_B. (Google Maps) .....	66
Abbildung 16: Probenahmestelle N82. (Google Maps) .....	67
Abbildung 17: Probenahmestelle ST32. (Google Maps) .....	68
Abbildung 18: Probenahme ST32.....	69
Abbildung 19: Probenahmestelle K29. (Google Maps) .....	70
Abbildung 20: Darstellung aller thermisch behandelten und unbehandelten Altlastenproben. .....	74
Abbildung 21: Versuchsschema für ST30_<2mm.....	75
Abbildung 22: Versuchsschema für N82_<2mm.....	76
Abbildung 23: Versuchsschema für K29_<2mm.....	77
Abbildung 24: Versuchsschema für ST32_<2mm.....	78

Abbildung 25: Versuchsschema für Poschacher_<2mm.....	79
Abbildung 26: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe ST30_<2mm_20°C (Luft). .....	88
Abbildung 27: 3D-FTIR der Probe ST30_<2mm_20°C (Luft).....	88
Abbildung 28: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe ST30_<2mm_20°C (Argon).....	89
Abbildung 29: 3D-FTIR der Probe ST30_<2mm_20°C (Argon).....	89
Abbildung 30: Massenverlust, DTA und Gram Schmidt der Probe ST32_<2mm_20°C (Luft). .....	90
Abbildung 31: 3D-FTIR der Probe ST32_<2mm_20°C (Luft).....	90
Abbildung 32: Massenverlust und DTA der Probe ST32_<2mm_20°C (Argon). ....	91
Abbildung 33: 3D-FTIR der Probe ST32_<2mm_20°C (Argon).....	91
Abbildung 34: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe N82_<2mm_20°C (Luft). 92	
Abbildung 35: 3D-FTIR der Probe N82_<2mm_20°C (Luft).....	92
Abbildung 36: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe N82_<2mm_20°C (Argon). .....	93
Abbildung 37: 3D-FTIR der Probe N82_<2mm_20°C (Argon). ....	93
Abbildung 38: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe K29_<2mm_20°C (Luft). 94	
Abbildung 39: 3D-FTIR der Probe K29_<2mm_20°C (Luft). ....	94
Abbildung 40: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe K29_<2mm_20°C (Argon). .....	95
Abbildung 41: 3D-FTIR der Probe K29_<2mm_20°C (Argon).....	95
Abbildung 42: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe Poschacher_<2mm_20°C (Luft).....	96
Abbildung 43: 3D-FTIR der Probe Poschacher_<2mm_20°C (Luft).....	96
Abbildung 44: Massenverlust, DSC und Gram Schmidt der Probe Poschacher_<2mm_20°C (Argon).....	97
Abbildung 45: 3D-FTIR der Probe Poschacher_<2mm_20°C (Argon). ....	97
Abbildung 46: Cr-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	106
Abbildung 47: Ni-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	106
Abbildung 48: Cu-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	107

Abbildung 49: Zn-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	107
Abbildung 50: As-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	108
Abbildung 51: Ba-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	108
Abbildung 52: Pb-Konzentration im Eluat in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur kontaminierter Böden. ....	109
Abbildung 53: pH-Verlauf in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur. ....	113
Abbildung 54: Röntgendiffraktogramme der Probe ST30_ < 2mm in Abhängigkeit der Temperatur.....	117
Abbildung 55: Röntgendiffraktogramme der Probe ST32_ <2mm in Abhängigkeit der Temperatur.....	118
Abbildung 56: Röntgendiffraktogramme der Probe N82_ <2mm in Abhängigkeit der Temperatur.....	119
Abbildung 57: Röntgendiffraktogramme der Probe K29_ <2mm in Abhängigkeit der Temperatur.....	120
Abbildung 58: Röntgendiffraktogramme der Probe Poschacher_ <2mm in Abhängigkeit der Temperatur.....	121
Abbildung 59: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe ST30 bei 20°C. ....	123
Abbildung 60: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe ST32 bei 20°C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile), 300°C (3. Zeile) und 500°C (4. Zeile).....	124
Abbildung 61: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe N82 bei 20°C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile) und 500°C (3. Zeile).....	125
Abbildung 62: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe K29 bei 20°C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile), 300°C (3. Zeile) und 500°C (4. Zeile).....	126
Abbildung 63: Ergebnisse der Auflicht-Mikroskopie für die Bodenprobe Poschacher bei 20 °C (1. Zeile), 105°C (2. Zeile), 300°C (3. Zeile) und 500°C (4. Zeile).....	127
Abbildung 64: Elementverteilungskarten der Probe ST30_ <2mm_ 20°C. ....	130
Abbildung 65: Elementverteilungskarten der Probe ST32_ <2mm_ 20°C. ....	131
Abbildung 66: Elementverteilungskarten der Probe ST32_ <2mm_ 105°C. ....	131
Abbildung 67: Elementverteilungskarten der Probe ST32_ <2mm_ 300°C. ....	132
Abbildung 68: Elementverteilungskarten der Probe ST32_ <2mm_ 500°C. ....	132
Abbildung 69: Elementverteilungskarten der Probe N82_ <2mm_ 20°C. ....	133
Abbildung 70: Elementverteilungskarten der Probe N82_ <2mm_ 105°C. ....	134

Abbildung 71: Elementverteilungskarten der Probe N82_<2mm_500°C. ....	135
Abbildung 72: Elementverteilungskarten der Probe K29_<2mm_20°C. ....	136
Abbildung 73: Elementverteilungskarten der Probe K29_<2mm_105°C. ....	137
Abbildung 74: SEM-EDX-Spektrum einer Pb-führenden Phase aus der Probe K29_<2mm_105°C. ....	137
Abbildung 75: Elementverteilungskarten für erste Cu-Phase der Probe K29_<2mm_300°C. .....	138
Abbildung 76: Elementverteilungskarten für zweite Cu-Phase der Probe K29_<2mm_300°C. .....	139
Abbildung 77: Elementverteilungskarten der Probe K29_<2mm_500°C. ....	140
Abbildung 78: SEM-EDX-Spektrum einer Pb-führenden Phase aus der Probe K29_<2mm_500°C. ....	140
Abbildung 79: Elementverteilungskarten der Probe Poschacher_<2mm_20°C. ....	141
Abbildung 80: Elementverteilungskarten der Probe Poschacher_<2mm_105°C. ....	142
Abbildung 81: Elementverteilungskarten der Probe Poschacher_<2mm_300°C. ....	143
Abbildung 82: Elementverteilungskarten der Probe Poschacher_<2mm_500°C. ....	144